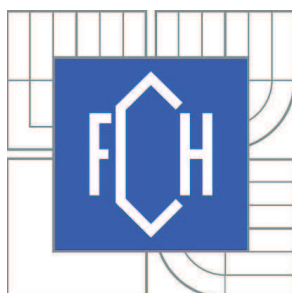


VYSOKÉ UČENÍ TECHNICKÉ V BRNĚ

BRNO UNIVERSITY OF TECHNOLOGY



FAKULTA CHEMICKÁ

**ÚSTAV CHEMIE A TECHNOLOGIE OCHRANY
ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ**

FACULTY OF CHEMISTRY

INSTITUTE OF CHEMISTRY AND TECHNOLOGY OF
ENVIRONMENTAL PROTECTION

EKOTOXIKOLOGICKÉ HODNOCENÍ VZORKŮ Z POŽÁŘIŠŤ

ECOTOXICOLOGICAL EVALUATION SAMPLES FROM BURNT-OUT AREA

DIPLOMOVÁ PRÁCE

MASTER'S THESIS

AUTOR PRÁCE

AUTHOR

Bc. ADÉLA PASÍRBKOVÁ

VEDOUCÍ PRÁCE

SUPERVISOR

**MVDr. HELENA ZLÁMALOVÁ
GARGOŠOVÁ, Ph.D.**

BRNO 2011



Vysoké učení technické v Brně
Fakulta chemická
Purkyňova 464/118, 61200 Brno 12

Zadání diplomové práce

Číslo diplomové práce:	FCH-DIP0516/2010	Akademický rok: 2010/2011
Ústav:	Ústav chemie a technologie ochrany životního prostředí	
Student(ka):	Bc. Adéla Pasírbková	
Studijní program:	Chemie a technologie ochrany životního prostředí (N2805)	
Studijní obor:	Chemie a technologie ochrany životního prostředí (2805T002)	
Vedoucí práce	MVDr. Helena Zlámalová Gargošová, Ph.D.	
Konzultanti:		

Název diplomové práce:

Ekotoxikologické hodnocení vzorků z požářišť

Zadání diplomové práce:

- 1) Zpracování literární rešerše
- 2) Výběr vhodných testů ekotoxicity
- 3) Stanovení ekotoxikologických hodnot LC50 (IC50, EC50) u vzorků z požářišť
- 4) Posouzení environmentálních rizik požárů

Termín odevzdání diplomové práce: 13.5.2011

Diplomová práce se odevzdává ve třech exemplářích na sekretariát ústavu a v elektronické formě vedoucímu diplomové práce. Toto zadání je přílohou diplomové práce.

Bc. Adéla Pasírbková
Student(ka)

MVDr. Helena Zlámalová Gargošová, Ph.D.
Vedoucí práce

Doc. Ing. Josef Čáslavský, CSc.
Ředitel ústavu

V Brně, dne 15.1.2011

prof. Ing. Jaromír Havlica, DrSc.
Děkan fakulty

ABSTRAKT

Při požárech dochází často k hoření různorodého materiálu. Vzniká mnoho produktů hoření, které mohou nepříznivě ovlivnit životní prostředí. Nejčastěji detekovanými sloučeninami jsou oxid uhličitý, oxid uhelnatý, oxid siřičitý, sulfan, kyanovodík, nitrozní plyny a také organické sloučeniny, které mají nepříznivé účinky na organismy. Prostřednictvím chemické analýzy je možno identifikovat a kvantifikovat většinu z nich, avšak dopad těchto látek na ekosystém na základě těchto analýz nelze předpovědět. Účinným nástrojem, který umožní hodnocení vlivu produktů hoření na ekosystém, jsou testy ekotoxikity. V této diplomové práci byly ze vzorků z požářišť připraveny vodné výluhy, které byly podrobeny ekotoxikologickému testování. Byly použity dva alternativní testy ekotoxikity na vodních organismech: na organismu *Thamnocephalus platyurus* (ThamnotoxkitFTM) a na organismu *Daphnia magna* (DaphtoxkitFTM). Dalším testovacím vodním organismem byla žábřonožka slanisková (*Artemia salina*). Ekotoxikita byla hodnocena také pomocí standardních testů fytotoxikity, a to testem inhibice růstu kořene hořčice bílé (*Sinapis alba*), cibule bílé (*Allium cepa*) a inhibice růstu okřehku menšího (*Lemna minor*). Na základě získaných ekotoxikologických hodnot LC(EC, IC)₅₀ byl posouzen vliv vzniklých produktů hoření na ekosystém.

ABSTRACT

In the case of fires frequently wide range of inhomogeneous material is burnt. A lot of combustion products arise during this event, which may adversely affect the environment. Most often detected compounds are carbon dioxide, carbon monoxide, sulfur dioxide, sulphane, hydrogen cyanide, nitrous gases and also organic compounds, which show adverse effects for organism. It is possible to identify and quantify most of them by chemical analysis, but their impact on the ecosystem is not predictable on the basis of these results. An effective tool to predict the impact of combustion products on the ecosystem are ecotoxicity tests. In this thesis, the water leachates of samples from fire places were prepared and subjected to ecotoxicological tests. Two alternative test of ecotoxicity on aquatic organisms were used: the first on the organism *Thamnocephalus platyurus* (ThamnotoxkitFTM) and the second on the organism *Daphnia magna* (DaphtoxkitFTM). Another testing aquatic organism was *Artemia salina*. Ecotoxicity was also tested using a standard phytotoxicity tests; white mustard (*Sinapis alba*) and white onion (*Allium cepa*) root growth inhibition tests and lesser duckweed (*Lemna minor*) growth inhibition test.

On the basis of obtained ecotoxicological values LC (EC, IC)₅₀ the impact of matrices from fire places on the ecosystem was evaluated.

KLÍČOVÁ SLOVA

Proces hoření, environmentální riziko, toxické látky, testy ekotoxikity

KEYWORDS

Combustion process, environmental hazards, toxic compound, tests of ecotoxicity

Bc. PASÍRBKOVÁ, A. Ekotoxikologické hodnocení vzorků z požářišť. Brno: Vysoké učení technické v Brně, Fakulta chemická, 2011. 109 s. Vedoucí diplomové práce MVDr. Helena Zlámalová Gargošová, Ph.D.

PROHLÁŠENÍ

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci vypracovala samostatně a že všechny použité literární zdroje jsem správně a úplně citovala. Diplomová práce je z hlediska obsahu majetkem Fakulty chemické VUT v Brně a může být využita ke komerčním účelům jen se souhlasem vedoucího diplomové práce a děkana FCH VUT.

.....

Podpis studenta

PODĚKOVÁNÍ

Děkuji vedoucímu práce paní MVDr. Heleně Zlámalové Gargošové, Ph.D., za odborné rady a připomínky, týkající se diplomové práce a za vstřícné jednání.

OBSAH

1. ÚVOD	7
2. TEORETICKÁ ČÁST	9
2.1. Předpoklady pro hoření	9
2.1.1. Teplota	9
2.1.2. Odpařování látek	9
2.1.3. Teplota (bod) vzplanutí	9
2.1.4. Teplota vznícení	10
2.1.5. Samovznícení	11
2.2. Proces hoření	12
2.2.1. Jevy provázející hoření	13
2.2.1.1. Přenos tepelné energie	14
2.2.1.2. Světelné záření	14
2.2.1.3. Plamen	14
2.2.1.4. Kouř	15
2.2.2. Retardéry hoření	15
2.2.3. Hořlavost materiálů	16
2.2.4. Hořlaviny	16
2.3. Produkty hoření	18
2.3.1. Nebezpečné účinky dominantních zplodin hoření	19
2.3.2. Vývoj produktů hoření	21
2.3.3. Anorganické produkty hoření	22
2.3.3.1. Oxid uhelnatý /CO/	22
2.3.3.2. Oxid uhličitý /CO ₂ /	24
2.3.3.3. Oxid siřičitý /SO ₂ /	25
2.3.3.4. Oxidy dusíku /NO _x /	26
2.3.3.5. Amoniak /NH ₃ /	27
2.3.3.6. Kyanovodík /HCN/	28
2.3.3.7. Chlorovodík a bromovodík /HCl, HBr/	30
2.3.3.8. Sulfan /H ₂ S/	31
2.3.4. Organické produkty hoření	31
2.3.4.1. Polychlorované bifenyly /PCBs/	31
2.3.4.2. Polycyklické aromatické uhlovodíky /PAU/	33
2.3.4.3. Polyhalogenové dibenzo-p-dioxiny a /PCDD/ a dibenzofurany /PCDF/	36
2.3.5. Ekotoxikologické hodnocení škodlivin z požárů	39
2.4. Toxikologie	42
2.5. Ekotoxikologie	42
2.6. Biotesty	42
2.7. Rozdělení testů ekotoxicity	42
2.7.1. Testy akutní toxicity	43
2.7.2. Testy subchronické (subakutní) toxicity	43
2.7.3. Testy chronické toxicity	43
2.7.4. Standardní testy toxicity	44
2.7.5. Alternativní testy toxicity	44
2.8. Princip testování odpadů	45
2.9. Příprava vodného výluhu	45

2.10. Vybrané testy ekotoxicity	48
2.10.1. Testy fytotoxicity	48
2.10.1.1. Test inhibice růstu kořene hořčice bílé (<i>Sinapis alba</i>)	49
2.10.1.2. Test inhibice růstu kořene cibule bílé (<i>Allium cepa</i>)	50
2.10.1.3. Test inhibice růstu okřehku menšího (<i>Lemna minor</i>)	52
2.10.2. Test akutní toxicity na žábřonožce slaniskové (<i>Artemia salina</i>)	55
2.10.3. Akutní imobilizační test na perloočkách (<i>Daphnia magna</i>)	56
2.10.4. Thamnotoxkit TM	57
3. EXPERIMENTÁLNÍ ČÁST	59
3.1. Použité zařízení a přístroje	59
3.2. Odběr vzorků	59
3.2.1. Test na hořčici bílé (<i>Sinapis alba</i>)	60
3.2.2. Test na cibuli bílé (<i>Allium cepa</i>)	61
3.2.3. Test na okřehku menším (<i>Lemna minor</i>)	62
3.2.4. Test na žábřonožce slaniskové (<i>Artemia salina</i>)	62
3.2.5. Test na hrotnatce velké (<i>Daphnia magna</i>)	64
3.2.6. Test na <i>Thamnocephalus platyurus</i>	64
4. VÝSLEDKY	66
4.1. Charakteristika vodných výluhů	66
4.2. Souhrn výsledků testů inhibice růstu kořene hořčice bílé (<i>Sinapis alba</i>)	68
4.3. Souhrn výsledků testů inhibice růstu kořene cibule (<i>Allium cepa</i>)	73
4.4. Souhrn výsledků testů inhibice růstu okřehku menšího (<i>Lemna minor</i>)	76
4.5. Souhrn výsledků testů akutní toxicity na žábřonožce slaniskové (<i>Artemia salina</i>)	79
4.6. Souhrn výsledků testů na hrotnatce velké (<i>Daphnia magna</i>)	82
4.7. Souhrn výsledků testů Thamnotoxkit F TM	86
5. DISKUZE VÝSLEDKŮ	91
6. ZÁVĚR	101
SEZNAM POUŽITÝCH ZDROJŮ	103
SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK A SYMBOLŮ	109

1. ÚVOD

Jedním z prvních chemických jevů, který člověk na začátku své existence poznal, byl proces hoření. Lidstvo oheň nejdříve využívali k úpravě potravy a k ohřívání. Během své existence se člověk naučil využít hoření k přeměně energie chemické hořících látek na energii elektrickou, mechanickou a další její formy [1].

S vyvíjejícími se znalostmi o přírodě, začal člověk měnit své představy o hoření. Až do dob Lomonosova a Lavoisiera vládla teorie, podle které látka uvolňuje plyn (flogiston) do ovzduší. Lomonosov dokázal na základě pokusů a vážení, že hořením látky neubývá, naopak při žhání se jejich hmotnost zvyšuje. V roce 1773 francouzský vědec Lavoisier dospěl k názoru, že při žhání se slučuje s kovem pouze určitá část vzduchu a to konkrétně jedna pětina - jinými slovy kyslík. Tehdy byly založeny základy nauky o hoření. V dnešní době je hoření definováno jako chemická reakce, která je doprovázena uvolňováním tepla a vyzařováním světla. To znamená, že hoření nemusí být pouze slučovací, ale i rozkladnou reakcí, jakou je např.: výbuch, exploze [2].

Jako reakční produkt při procesu hoření vznikají spaliny. Spaliny mohou být pevné, kapalné a plynné látky. Složení spalin závisí na složení hořlaviny a také na podmínkách hoření. Při nedokonalém spalování organických látek, ke kterému dochází při nedostatku kyslíku, mohou vznikat i látky jakými jsou aldehydy, ketony, alkoholy, kyseliny a další organické látky. Teploty při požárech jsou vždy vyšší než 500 °C [3].

Při požárech a řízeném spalování vznikají nízkomolekulární látky a vysokomolekulární látky, které jsou součástí jak pevných, kapalných tak i plyných produktů hoření. Určitá část produktů, které vznikají při požárech a spalování, má schopnost se zachytávat na částicích sazí, díky kterým jsou vzneseny a poté transportovány do blízkého okolí. V podobě aerosolu uniká další část kapalných a dehtovitých látek, které kondenzují v blízkosti požáru. O toxikologických účincích nízkomolekulárních látek jakými jsou oxidy uhlíku a dusíku, amoniak, halogenuhlovice, oxid siřičitý atd., máme dostatečné informace. U některých vysokomolekulárních látek jakými jsou např.: polycyklické aromatické uhlovice jsou známé jejich karcinogenní účinky a to zejména u benzo(a)pyrenu [4].

Požár představuje velké riziko pro všechny složky životního prostředí. Největší množství emisí produktů z hoření odchází především do ovzduší, kde jsou dále transportovány do odlehlých oblastí. Šíření zplodin z požářišť ovlivňuje meteorologická situace. Hlavní hrozbu představuje toxický kouř, jehož složení je závislé na materiálu hořící látky. Toxický kouř se obvykle skládá z pevných částic, vodní páry, dehtu a nedokonale spálených anorganických materiálů. Jeho vznik má závažný dopad na životní prostředí. Kouř v sobě také obsahuje prachové částice PM₁₀ a PM_{2,5}. Tyto částice jsou závažným rizikovým faktorem s mnohočetným dopadem na lidské zdraví a složky životního prostředí. Velikost částic je dána zdrojem původu. Mnohé z nich působí jako nosiče dalších škodlivin. Jejich účinek závisí na velikosti, tvaru, a chemickém složení. Rozhodujícím faktorem pro průnik a ukládání prachových částic v dýchacím traktu je velikost. Větší částice PM₁₀ se zachycují v horních partiích cest dýchacích a jemnější částice PM_{2,5} pronikají až do plicních sklípků [5].

Produkty z požárů jsou poté suchou a mokrou atmosférickou depozicí zanášeny do vod a půd, kde negativně ovlivňují abiotické a biotické složky. Ve vodní biotě dochází ke snížení koncentrace kyslíku, změnám pH a uvolnění anorganických a organických toxikantů z popela a bahna, což má za následek úhyn vodních organismů. Při požáru dochází k uvolnění látek jakými je amoniak a kyanid do vodních toků, kde působí toxicky na ryby a způsobují jejich smrt. Následky požárů představují pro živé organismy, člověka a složky životního prostředí velkou zátěž.

Na vzorky odebrané po hasebním zásahu lze pohlížet jako na pevný odpad, se kterým se musí zacházet v souladu s českou legislativou. Nebezpečný odpad je uveden v seznamu nebezpečných odpadů dle definice zákona č. 185/2001 Sb., o odpadech a o změně některých dalších zákonů. Nebezpečný odpad je jakýkoliv odpad, který vykazuje jednu nebo více nebezpečných vlastností značených H1 až H14, přičemž kritérium H14 charakterizuje ekotoxicitu. Proto je v tomto případě nutné materiály z požářišť, popřípadě jejich vodné výluhy podrobit ekotoxikologickým testům a určit popřípadě jejich ekotoxicitu.

2. TEORETICKÁ ČÁST

2.1. Předpoklady pro hoření

2.1.1. Teplota

Teplota je základní fyzikální vlastnost všech existujících látek. Lze říci, že teplo je nejstarší energie, která byla lidstvem využívána.

Objasnění vzniku tepla lze zjednodušeně popsat následovně. Nejmenší částíčkou veškeré hmoty (pevné, kapalné a plynné) je atom. Každý atom je v běžných podmínkách v pohybu nebo-li kmitá. Čím větší energie je dodávána látce, tím více se zvětšuje kmit částic. Díky těmto kmitům dochází nejenom ke vzniku tepla v látce, ale i k zvětšení jejího objemu. Nejběžnějším důkazem tohoto principu je rtuťový teploměr [6].

Používanou stupnicí pro běžnou praxi je Celsiova stupnice ($^{\circ}\text{C}$). Jako nulová hodnota byla stanovena hodnota 0°C , při které dochází k tání ledu a teplota 100°C , která vyjadřuje stav varu vody. Pro technickou praxi toto rozmezí ovšem nestačí, proto byla zavedena Kelvinova stupnice (K). Hodnota, kdy u měřené látky dochází k úplnému zastavení kmitů částic a kdy látka nemá vnitřní energii je $273,15^{\circ}\text{C}$ (tato hodnota byla pouze vypočtena, neboť takový stav neumíme navodit). Tento teplotní stav je výchozí teplotou pro stupnici Kelvina a nazývá se „absolutní nula“ [6].

2.1.2. Odpařování látek

Pro objasnění následujících kapitol o bodu vzplanutí a teploty vznícení je potřeba předeslat vysvětlení o podstatě odpařování látek.

Lze tvrdit, že každá látka se odpařuje. K tomuto jevu dochází za různých podmínek. Již zmíněný kmit částic s tím souvisí. Pokud dodáváme látce určité množství energie, dochází ke zvýšení kmitání částic v látce. Pokud dojde k takovému rozkmitání, kdy je síla kmitu větší než-li přitažlivost v atomové mřížce látky, začnou tyto částičky volně odletovat do prostoru a tím dochází k varu nebo-li k odpařování. Těkavé látky mají tak nestabilní krystalické mřížky, že neudrží svoje atomy pohromadě ani při teplotách „pod nulou“ [6].

2.1.3. Teplota (bod) vzplanutí

Vlivem okolní teploty dochází u každé kapaliny k odpařování, stejně je tomu i u hořlavých kapalin. Nad hladinou hořlavé kapaliny se vytváří určité množství par. Množství par souvisí s teplotou, čím vyšší je teplota, tím více par se vytváří. Vzplanutí je vyvoláno iniciací vnější zdrojem zapálení (plamen, jiskra). Pokud dojde k prvotnímu zapálení par nad kapalinou a následovnému ukončení hoření po odebrání iniciačního zdroje zapálení, nazývá se tato teplota bod vzplanutí. Bod vzplanutí je pro každou kapalinu charakteristický [4, 6].

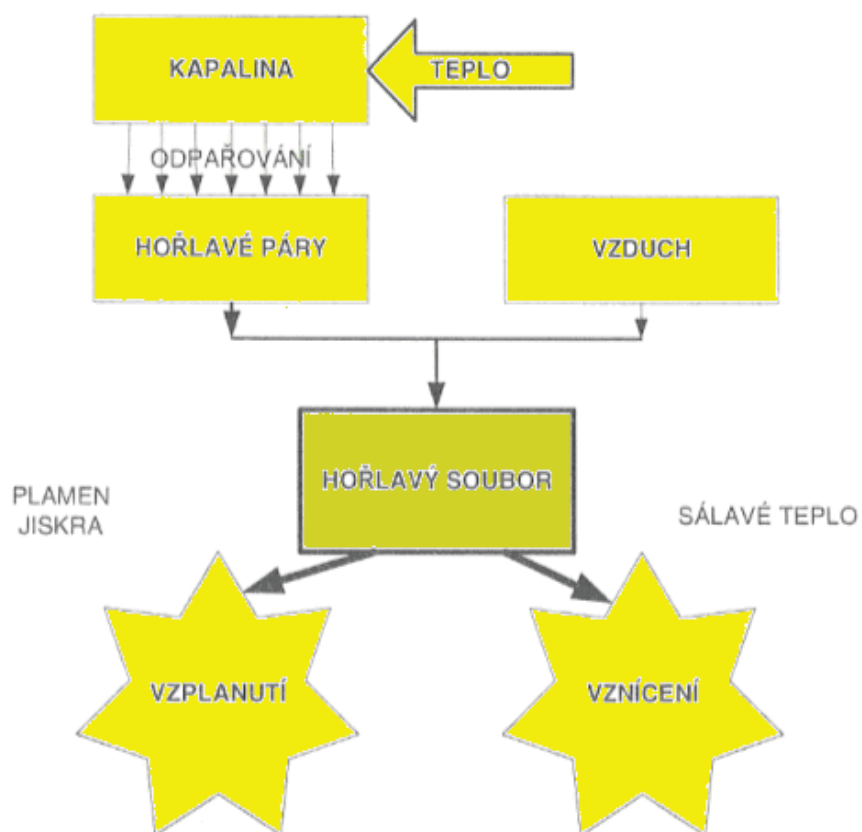


Schéma 1: Vzplanutí a vznícení hořlavé kapaliny [4]

2.1.4. Teplota vznícení

Je to nejnižší možná teplota horkého povrchu, při které se optimální směs par a nebo plynů se vzduchem vznítí i bez iniciace otevřeným plamenem. Tato hodnota je důležitá pro posuzování hořlavých kapalin v případech jejich skladování a manipulace. Teploty vznícení u jednotlivých látek jsou uvedeny v *tabulce 1* [4].

Tabulka 1: Teploty vznícení

Teplotní třída	Teplota vznícení [°C]	Příklad zatřídění	
		Hořlavina	Teplota vznícení [°C]
T1	nad 450	aceton	535
T2	nad 300 do 450	butanol	408
T3	nad 200 do 300	n-heptan	215
T4	nad 135 do 200	acetaldehyd	140
T5	nad 100 do 135	sírouhlík	102
T6	nad 85 do 100	etylnitrit	90

2.1.5. Samovznícení

Je to vznícení, při kterém je zdrojem energie samozahřívání hořlavé látky nebo-li jedná se o vznícení bez iniciace vnějšího tepelného zdroje. Podmínkou pro samozahřívání je, aby množství vzniklého tepla bylo větší než teplo odváděné do okolního prostředí. K samozahřívání látek dochází v důsledku různých procesů.

Podle procesů, které zvyšují v počátcích teplotu při samozahřívání, dělíme samovznícení na:

- **fyzikální** – nejznámějším příkladem tohoto typu je samovznícení uhlí. Uhlík obsažený v uhlí má schopnost pohlcovat svým povrchem plyny a páry, čímž vzniká teplo. Dalším příkladem fyzikálního samovznícení je ohřev látky, úder (např. třaskaviny).
- **chemické** – k tomuto typu samovznícení dochází stykem dvou a nebo více látek, při němž dojde k exotermické reakci, při níž se uvolňuje velké množství tepla. Tyto chemické reakce mohou být vyvolány buďto stykem látky s kyslíkem (oxidace), ale také vodou (sodík, draslík a jejich sloučeniny, karbidy vápníku apod.).
- **biologické** – k tomuto typu samovznícení jsou náchylné především rostlinné materiály, jakými jsou např. seno, luskoviny, obiloviny atd. Důležitým kritériem pro samovznícení je nerovnoměrné rozložení vlhkosti a činnost mikroorganismů, která vede k zahřívání až na 70 °C. Tato teplota je dostačující k tomu, aby došlo ke vzniku uhlíku, který dále funguje jako v případě uhlí, oxiduje se a tím zvýší teplotu látky až na teploty 250 – 300 °C a poté dojde k samovznícení.

Jednotlivé procesy samovznícení probíhají různou rychlostí, od minut (organokovové sloučeniny), přes hodiny (lněný olej), dny (nitrocelulózové zbytky), týdny (seno) až po měsíce (hnědé uhlí) a mohou se také vzájemně doplňovat [6].

2.2. Proces hoření

Hoření je fyzikálně-chemická oxidační reakce, probíhající za vývoje světla a tepla. Je to reakce exotermická. K hoření dochází vždy za určitých podmínek.

Aby došlo k hoření je nutná přítomnost:

- hořlavé látky,
- oxidačního prostředku,
- zdroje zapálení.

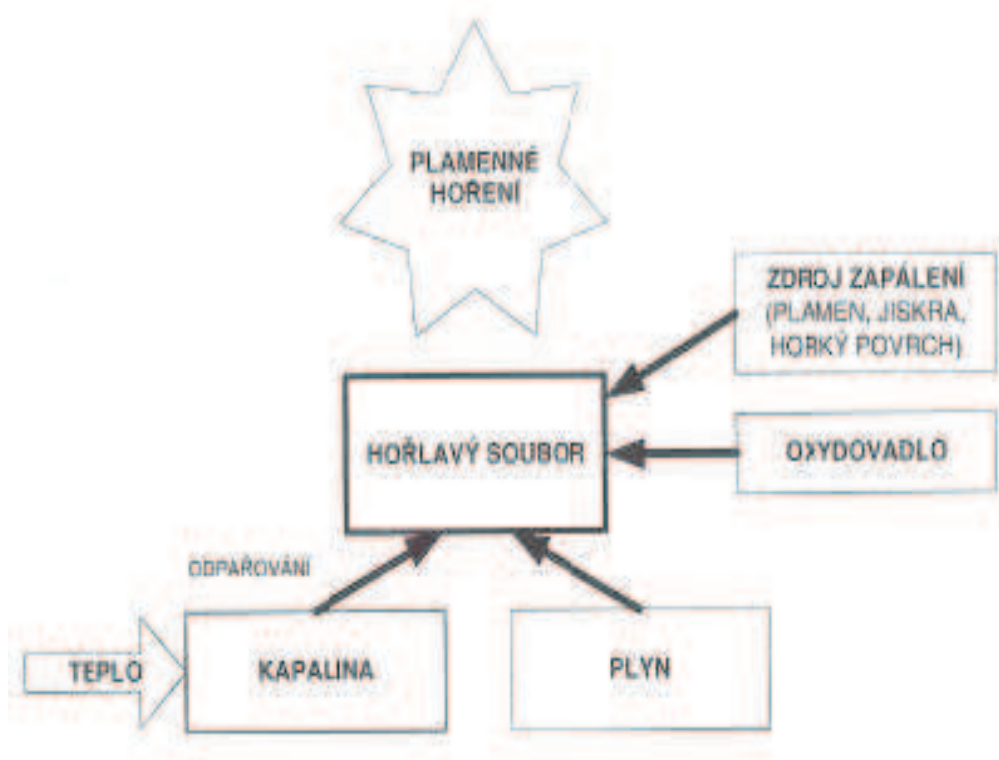


Schéma 2: Tvorba hořlavého souboru a jeho iniciace [4]

Hořlavá látka a oxidační prostředek spolu vytváří HOŘLAVÝ SOUBOR. Zdrojem zapálení je zápalná energie a zápalná teplota. Pro vysvětlení pojmu hoření se využívá výraz požár nebo oheň. Mezi těmito dvěma výrazy je rozdíl v tom, že oheň je lidmi řízené hoření, které je ohraničeno určitým prostorem, kdežto požár je nekontrolovatelné hoření, které probíhá v nekontrolovatelném prostoru [2].

Hoření lze rozdělit podle skupenství jednotlivých reagentů, které jsou obsaženy v hořlavém souboru na heterogenní a homogenní. U **heterogenního hoření** je hořlavý soubor složen ze dvou skupenství. Pevná látka zde vystupuje jako palivo (např. dřevo, bavlna, uhlí) a jako oxidační prostředek zde vystupuje plyn (kyslík nebo vzduch).

Charakteristickým znakem heterogenního hoření je tlení na povrchu hořlavé látky. V případě **homogenního hoření** je hořlavý soubor ve stejném skupenství. Zde se řadí především hoření hořlavých kapalin.

U homogenního hoření není hranice mezi oxidačním prostředkem (kyslík) a palivem (hořlavé páry). Charakteristickým znakem homogenního hoření je výskyt plamene [7].

Mezi další možnosti jak dělit hoření je podle reakční rychlosti na hoření kinetické a difúzní. **Kinetické hoření** je hoření, u kterého je rychlost závislá na rychlosti chemické reakce mezi palivem a oxidační látkou. Exploze je jedním z příkladů kinetického hoření [8].

Difúzní hoření je charakterizováno jako hoření, které je závislé na potřebném čase k zajištění fyzikálního kontaktu mezi palivem a oxidační látkou. Rychlost difúze oxidační látky do paliva určuje celkovou rychlost hoření. Jako příklad difúzního požáru lze uvést většinu požárů na volné ploše a požárů objektů [8].

Hoření se dále může dělit na:

- **dokonalé hoření** – při tomto druhu hoření nevznikají zplodiny, které by byly schopné dalšího hoření, vzniká pouze oxid uhličitý a vodní pára [6].
- **nedokonalé hoření** – při tomto druhu hoření vznikají zplodiny, které jsou schopné dalšího hoření. Při požáru dochází k nedokonalému hoření, ale pokaždé s jinou kvalitou hoření, která závisí na druhu hořlavé látky a přístupu oxidačního prostředku. Nejčastějším produktem nedokonalého hoření je u organických látek oxid uhelnatý (CO), který je jedovatý a za přítomnosti vzduchu vybuchuje. Při nedokonalém hoření plastů vznikají produkty jako kyanovodík, ultrajedy, karcinogeny a mutageny atd. [6].
- **explozivní hoření** – Je to typ hoření, který probíhá formou výbuchu. Výbuch je definován jako rychlá fyzikálně-chemická reakce provázená okamžitým uvolněním velké množství energie [6].

Téměř všechny polymerní látky podléhají procesu hoření a nebo pyrolýze. Proces pyrolýzy je definován jako fyzikálně-chemický proces, který se řadí do termických procesů. Termické procesy jsou takové procesy, které působí na odpad teplotou, která je vyšší než-li jejich teplota chemické stability. Tato teplota může nabývat hodnot 300°C - 2000°C. U polymerních látek, které mají velkou tepelnou energii, dochází ke změně fáze např. táním termoplastů a k jejich chemickému rozpadu. Během chemického rozkladu dochází k mechanismům jakými jsou rozštěpení vazeb, odtržení a náhrada řetězce. Jedná se o endotermický proces, který vede k produkci těkavých nízkomolekulárních látek, které buď to podstoupí a nebo nepodstoupí spalovacímu procesu. Oxidační proces při spalování organických látek je hlavně exotermický, uvolněná energie se využije k pokračování pyrolýzy a ke štěpení vazeb [9].

2.2.1. Jevy provázející hoření

Mezi jevy, které doprovází hoření patří: přenos tepelné energie, světelné záření, plamen a kouř.

2.2.1.1. Přenos tepelné energie

Při hoření se vždy uvolňuje teplo, jedná se tedy o fyzikálně-chemickou reakci. Teplem je charakterizován teplotní režim hoření. Během hoření nedochází k akumulaci tepla, ale k jeho odvádění do okolí prouděním, vedením a sáláním. Prostřednictvím ohřívání kouře dochází k přenosu tepla prouděním. Vysoce ohřátý kouř může zakládat nová ohniska požáru.

Z oblasti hoření je vyzařováno sálavé teplo, které při dopadu na okolní hořlavé konstrukce, může podpořit rozšíření požáru. V důsledku neustálého dopadu sálavého tepla na hořící látku, dochází k udržování rozvoje hoření. Díky tomuto jevu se neustále udržuje vysoká teplota na povrchu hořlavé látky, kde dochází k rychlému odpařování hořlavin, čímž hoření podporuje. Velikost sálavého tepla závisí na výhřevnosti dané hořlavé látky. Čím větší bude mít hořlavá látka výhřevnost, tím více tepla bude sálat. Může docházet i k přenosu tepla vedením. Přenos tepla vedením souvisí s tepelnou vodivostí. Mezi látky, které vedou teplo patří kovy. I tento přenos tepla může zapříčinit šíření požáru [6].

2.2.1.2. Světelné záření

S existencí plamene je spojeno světelné záření. Tento jev se vyskytuje pouze u látek schopných plamenného hoření. V oblasti viditelného světla rozlišujeme záření celého spektra vlnových délek a vyzařování světla jen o určité vlnové délce. U plamene se nejčastěji setkáme se zářením celého spektra [6].

2.2.1.3. Plamen

Plamen je vnějším projevem fyzikálněchemické reakce. Plamenem se projevuje hoření látek, které mohou být přeměněny v plyny a páry. U látek, které nejsou schopny uvolnit hořlavé plyny a páry probíhá tzv. bezplamenné hoření (žhnutí, doutnání) [6].



Obr. č. 1: Lesní požár

2.2.1.4. Kouř

Je definován jako viditelná suspenze pevných a kapalných částic v ovzduší, které vznikají při spalovacích procesech a pyrolýze. Nejdůležitější informace z hlediska toxikologického je vědět, z jakých toxických látek se skládá kouř [9].

Koncentrace kouře závisí na chemické struktuře hořícího materiálu. Koncentrace kouře u halogenovaných materiálů (PVC) je vyšší než-li u nehalogenovaných materiálů. Čím vyšší je koncentrace kouře, tím nižší je viditelnost a vyšší toxicita [10].

Co se týče bezpečnosti osob, je kouř nebezpečnější pro lidský organismus než ostatní jevy, které doprovázejí požár. Kouř má přímé toxické účinky na lidský organismus, zhoršuje viditelnost a tím snižuje orientační schopnost lidí při evakuaci a také snižuje obsah kyslíku ve vzduchu [4].

2.2.2. Retardéry hoření

Retardéry hoření nebo-li zpomalovače hoření jsou látky, které snižují hořlavost jiných látek a materiálů. Zvyšují odolnost vůči požáru díky jejich schopnosti vylepšovat požárně technické parametry [11].

Zpomalovače hoření dělíme dle jejich vlastností na aditivní, reaktivní a povrchové. **Reaktivní** retardér je přímo reaktivní součástí látky, který je chemicky vázán v molekule polymeru. V případě **aditivní** formy retardéru je retardér přímo inkorporován do polymeru před jeho polymerací, během ní a nebo nejčastěji po jejím skončení [112].

Na povrchu látek či materiálů tvoří ochrannou vrstvu proti hoření tzv. **povrchové** zpomalovače. Jde o technologicky nejméně náročné a levné látky, které se zejména využívají k ochraně různých vodičů a kabelů [11].

Dle chemického hlediska rozdělujeme retardéry hoření do tří hlavních skupin:

1. Anorganické retardéry hoření – do této skupiny ředíme hydroxid hlinitý, hydroxid hořečnatý, červený fosfor a polyfosfát amonný. Anorganické retardéry jsou zastoupeny z 50 % celkové světové produkce retardérů hoření. Tyto látky nemají až tak velký účinek, proto jsou dávkovány ve větších koncentracích, což má za následek negativní ovlivnění pevnosti konečných produktů [12].
2. Halogenované retardéry – jsou to látky na bázi bromu a chloru. Tato skupina zastupuje 25 % z celkové světové produkce retardérů. Bohužel tato skupina retardérů nevyhovuje ekologické a zdravotní politice. V životním prostředí totiž dochází k jejich rozkladu a následné toxicitě [12].
3. Organofosforečné retardéry – jedná se o estery fosfátů zastupujících tak 20 % světové produkce retardérů. Tato třída zpomalovačů se používá především u textilií [12].

2.2.3. Hořlavost materiálů

Je velice obtížné zobecnit vlastnosti hořlavých materiálů, protože oheň je ovlivněn řadou faktorů jakými jsou např. chemické složení a struktura hořlavého materiálu, použité přídavné látky a podmínky, při kterých oheň vznikl [9].

2.2.4. Hořlaviny

Jsou to látky, které během požáru hoří a uvolňují při tom značné množství energie. Tato uvolněná energie je ve formě tepla a světla. Hořlaviny během procesu hoření mění svůj fyzikálně-chemický charakter a produkují při tom velkou paletu toxických a velmi toxických látek. Jsou to látky různých fyzikálně-chemických vlastností [13].

Hořlaviny rozlišujeme na přírodní a technické hořlaviny. Přírodní hořlaviny jsou například ropa, zemní plyn, obilí, černé a hnědé uhlí, dřevo a mnohé další. Technické hořlaviny se dále dělí na dvě skupiny. Do první skupiny patří hořlaviny, které vznikly zpracováním přírodních látek. Jsou to např. benzín, koks, motorová nafta a další. Do druhé skupiny patří hořlaviny, které byly připraveny chemicky (uměle) jako např. polvinylchlorid, různá ředidla, barviva, rozpouštědla apod. [2].

Hořlavé kapaliny jsou látky, které svými fyzikálně-chemickými vlastnostmi představují určité zvýšené požární nebezpečí v závislosti na jejich použití. Lze říci, že při určování požárního nebezpečí hořlavých kapalin je nutné sledovat jejich fyzikálně-chemické vlastnosti a požárně technické parametry [4].

Za hořlavé kapaliny (emulze, suspenze) jsou považovány ty, které atmosférickém tlaku splňují tyto podmínky:

- Jsou kapalné při teplotách, ve kterých se při výrobě a skladování vyskytují.
- Mají přesně definovanou teplotu vzplanutí, dle zkušebních metod.
- Lze u nich stanovit teplotu hoření [4].

Hořlavé kapaliny se podle jejich teploty vzplanutí dělí do čtyř tříd nebezpečnosti viz. *tabulka 2* [4].

Tabulka 2: Třídění hořlavých kapalin dle nebezpečnosti

Třída nebezpečnosti	Teplota vzplanutí
I.	do 21 °C
II.	nad 21 do 55 °C
III.	nad 55 do 100 °C
IV.	nad 100 °C

Přesnější rozdělení hořlavých kapalin dle zákona 356/2003 Sb. o chemických látkách a přípravcích uvádí rozdělení hořlavých kapalin do tří skupin:

- **Hořlavé** – jsou to chemické látky a chemické přípravky, které mají teplotu vzplanutí mezi 21 °C a 55 °C [4].
- **Vysoce hořlavé** – (značeno F) jsou to tuhé látky a chemické přípravky, které lze snadno zapálit krátkodobým působením vnějšího hořlavého zdroje a po jeho odstranění dále hoří a nebo tlejí. Dále jsou to tekuté chemické látky a přípravky, které mají teplotu vzplanutí pod 21 °C. Při kontaktu s vodou či vlhkým vzduchem vyvíjí mimořádně hořlavé plyny v nebezpečném množství. Jsou to látky, které se mohou při běžné teplotě a bez přísunu energie na vzduchu zahřát a zapálit [4].
- **Extrémně hořlavé** – (značeno F+) jsou to tekuté chemické látky a přípravky, které mají teplotu vzplanutí pod 0 °C a teplotu varu pod 35 °C. Při běžné teplotě a tlaku dojde k jejich samovolnému zapálení [4].

Mezi další možné dělení hořlavin, které je využíváno v praxi, patří dělení podle požárních tříd, které je uvedeno v *tabulce 3* [2].

Tabulka 3: Dělení hořlavin podle požárních tříd

Požární třída	Druh hořlavé látky	Příklady
A	hořlavé látky v tuhém skupenství žhnoucí a hořící plamen	uhlí, dřevo, papír, seno, sláma, textilie
B	hořlavé látky v kapalném skupenství hořící plamen	ropa a ropné produkty, dehet, organická rozpouštědla, barvy, laky, tuky, pryskyřice...
C	hořlavé látky v plynném skupenství	acetylen, vodík, methan, propan, butan, zemní plyn...
D	hořlavé kovy a jejich slitiny	Mg, Al, Na, K, oxidy uranu a thoria...

2.3. Produkty hoření

Proces hoření je charakterizován jako šířící se plamen. Šířící se plamen se skládá ze dvou hlavních procesů a to z redukčního a oxidačního procesu. U redukčního procesu vznikají produkty nedokonalého spalování jakými jsou např. oxid uhelnatý, kouř, uhlovodíky atd.. Některé z těchto produktů vzniklých nedokonalým spalováním jsou toxické, žíravé a snižují viditelnost, což je nebezpečné pro lidský život [10].

Během oxidačního procesu, hořlavý materiál a produkty nedokonalého spalování reagují s kyslíkem a poté jsou přeměňovány převážně na vodu a oxid uhličitý, za přítomnosti uvolňování tepla a světla ve formě plamene. Nebezpečí oxidačního procesu je především z důvodu uvolněného tepla, zatímco u redukčního procesu je nejnebezpečnější přítomnost toxických látek, vzniklých nedokonalým spalováním. Při oxidačním procesu převládá množství kyslíku nad množstvím zplyněného materiálu a u redukčního procesu je množství kyslíku menší než množství zplyněného materiálu. V počátečních fázích vzniklého ohně v uzavřených prostorech převládá díky dobré ventilaci kyslíku proces oxidační, tento oheň se dá lehce získat pod kontrolu a uhasit. V další fázi dochází ke snížení kyslíku, dochází ke zvětšení hořící plochy, převládá proces redukční, při kterém vznikají produkty nedokonalého spalování, které jsou toxické [10].

Prostor hoření představuje velice složitě definovaný systém. Jedná se o směs různých látek, které mohou být netoxické i vysoce toxické. Nebezpečné produkty hoření vznikají v závislosti na druhu hořlavého materiálu, teplotě hoření, množství kyslíku apod. Mohou vznikat dusíkaté a sirné produkty (benzopyreny, aldehydy), oxidy (CO , NO_2 , SO_x), halogenvodíky, kyanovodík, chlor obsahující toxické látky (dioxiny a benzofurany) a zvláště nebezpečné karcinogeny (PAU) [4].

Produkty hoření lze rozdělit na pevné (popel, kouř), kapalné (páry, mlhy) a plynné (dým, kouř). Zplodiny hoření se dělí na anorganické a organické.

Mezi nejznámější anorganické produkty hoření patří:

- Oxid uhelnatý / CO /
- Oxid uhličitý / CO_2 /
- Oxid siřičitý / SO_2 /
- Oxidy dusíku / NO_x /
- Amoniak / NH_3 /
- Kyanovodík / HCN /
- Chlorovodík a bromovodík / HCl , HBr /
- Sulfan / H_2S /

Mezi nejznámější organické produkty hoření patří:

- Polychlorované bifenyly /PCBs/
- Polycyklické aromatické uhlovodíky /PAU/
- Polyhalogenové dibenzo-p-dioxiny /PCDDs/ a dibenzofurany /PCDFs/...

Vznikající a rozrůstající požár představuje vážná rizika pro životní prostředí pokud není včasně lokalizován. Může dojít ke kontaminaci abiotických i biotických složek životního prostředí. Každý požár představuje pro daný ekosystém riziko [4].

2.3.1. Nebezpečné účinky dominantních zplodin hoření

Požár je nekontrolovatelná reakce hořlavého materiálu s kyslíkem. Množství, složení a druh produktů hoření závisí na hořlavém materiálu a podmínkách průběhu požáru. Během požáru vzniká plynná směs produktů hoření. Složení plyné směsi produktů hoření závisí na hořlavém materiálu, teplotě požáru, množství kyslíku a rychlosti spalování [4].

Během hoření organických sloučenin vznikají, kromě základního tepelného projevu, také doprovodné jevy jakými jsou kouř a zplodiny hoření. Látky, které způsobují požár mohou být toxické i netoxické. Skutečný požár probíhá za nedostatku kyslíku, proto dochází k pyrolýze a k žhnoucím reakcím, při kterých vznikají především oxidy uhlíku, dusíku, sirovodík, kyanovodík, saze a organické sloučeniny. Aromatické uhlovodíky jakými jsou např. benzen, toluen a xylen, jsou kapalné případně plyné látky, které mají při teplotě okolí vysoký tlak par [4].

Koncentrace některých produktů hoření mohou způsobit inkapacitaci (bezvědomí) a v horším případě i smrt již po 5 minutách viz. *tabulka 4* [4].

Tabulka 4: Účinek některých narkotických sloučenin nacházejících se ve zplodinách hoření

Sloučenina	5 min		30 min	
	inkapacitace	smrt	inkapacitace	smrt
CO (ppm)	6000 - 8000	12 000 - 16 000	1400 – 1700	2500 – 4000
HCN (ppm)	150 - 200	250 - 400	90 - 120	170 – 230
O ₂ (% obj.)	10 - 13	< 5	< 12	6 – 7
CO ₂ (% obj.)	7 - 8	> 10	6 -7	> 9

Mezi nebezpečné karcinogenní produkty hoření řadíme některé polycyklické aromatické uhlovodíky např. benzo(a)pyren. Jsou to sloučeniny, které mohou přímo a nepřímo, za spoluúčasti fyzikálních faktorů, u člověka vyvolat nádorové bujení. Za nejnebezpečnější PAU se považuje benzo(a)pyren, který má prokazatelné mutagenní a karcinogenní účinky na lidský organismus. K dalším nebezpečným PAU patří bifenyl, pyren, fluoranthen, dibenzopyreny apod. Deriváty těchto sloučenin bývají většinou z toxikologického hlediska stejně nebezpečné a nebo nebezpečnější než mateřské sloučeniny. Tyto toxické sloučeniny se mohou do lidského organismu resorbovat přes dýchací trakt, pokožku a nebo zažívacím traktem požitím těchto látek [4].

Největším potenciálním nebezpečím jsou karcinogeny, které se v produktech hoření vyskytují. V *tabulce 5* jsou uvedeny fyzikálně-chemické a karcinogenní vlastnosti vybraných PAU [4]

Tabulka 5: Fyzikálně-chemické a karcinogenní vlastnosti vybraných PAU

PAU	Chemický vzorec	Molekulová hmotnost	Teplota tavení	Teplota varu [°C]	Aktivita
Bifenyl	C ₁₂ H ₁₀	154,2	71	256	+/-
Fluoranthén	C ₁₆ H ₁₀	202,26	110	375	+/-
Pyren	C ₁₆ H ₁₀	202,26	150	399	+/-
Benzo(a)anthracen	C ₁₈ H ₁₂	228,30	158	435	+
Chryzen	C ₁₈ H ₁₂	228,30	255	448	+
Benzo(a)pyren	C ₂₀ H ₁₂	252,32	178	495	+++
Dibenzo(a,c)anthracen	C ₂₂ H ₁₄	278,35	205	-	+
Dibenzo(a,h)pyren	C ₂₄ H ₁₄	302,38	308	-	+++

Poznámka: +/- látka podezřelá z karcinogenní aktivity

 + prokázaná karcinogenní látka

 +++ velmi silná karcinogenní látka

Je důležité sledovat nejenom koncentraci PAU, ale také je nutné posoudit i komponenty imisí, které mají cytotoxické vlastnosti. U těchto komponentů byly prokázány také karcinogenní účinky.

V následující *tabulce 6* jsou uvedeny údaje o některých vstupech benzo(a)pyrenu do ovzduší u něž je karcinogenita prokázána [4].

Tabulka 6: Přehled produkce množství benzo(a)pyrenu z různých zdrojů

Zdroj	Množství benzo(a)pyrenu $\mu\text{g.g}^{-1}$ sazí
Otevřený oheň	35
Spalování městských odpadků	11
Saze z domácích topenišť	38
Saze z olejů	76
Saze z komína	300
Saze z černého uhlí	290

2.3.2. Vývoj produktů hoření

S příchodem nových materiálů mezi které patří i plasty, došlo k velké změně vlastností požárů. V dnešní době se požár vyvíjí rychleji než před dvaceti lety kvůli využívání vysoce hořlavých materiálů a to hlavně syntetických látek jakými jsou i plasty, polyuretanové pěny, skelné vaty na zateplení, izolaci, nylon, hedvábí a polyester. Díky tomu se změnilo i složení požárů. V minulosti bylo nejčastější příčinou úmrtí během požárů, inhalace oxidu uhelnatého. V dnešní době produkuje požár více toxických a nebezpečných látek jakými jsou CO, formaldehyd, acetaldehyd, sloučeniny síry, různé oxidy dusíku, chlorovodík a kyanid [14].

Mnohé syntetické materiály obsahují dusík, díky kterého dochází vlivem hoření ke vzniku velice jedovatého kyanovodíku [15].

Proto v dnešní době dochází ke zvýšené produkci kyanovodíku a oxidu uhelnatého při požárech. Nedávný výzkum ve Spojených státech a Evropě poukázal na zvyšující se závažnost toxických účinků kyanidů v kouři [14].

2.3.3. Anorganické produkty hoření

2.3.3.1. Oxid uhelnatý /CO/

Základní charakteristika

Oxid uhelnatý je hořlavý a prudce jedovatý, bezbarvý plyn (teplota varu činí $-192\text{ }^{\circ}\text{C}$) bez zápachu, který je produkován jak v redukčním, tak oxidačním procesu [9].

Oxid uhelnatý vzniká při nedokonalém spalování látek (uhlíkatých paliv) za nízké teploty a nedostatku spalovacího vzduchu (kyslíku), kdy nedochází k úplné oxidaci uhlovodíků na oxid uhličitý a vodní páru (vzniká například při tektonické činnosti nebo při lesních požárech). Dále je obsažen i v cigaretovém kouři. Produkce oxidu uhelnatého při tzv. doutnání, je velmi složitý děj, který není doposud dostatečně fyzikálně a chemicky pochopen. Ve srovnání s hořením je doutnání velmi pomalý děj. Při doutnání je letální koncentrace oxidu uhelnatého dosažena již po 1-3 hodinách [9].

Nejdůležitějším zdrojem oxidu uhelnatého jsou emise z automobilové dopravy, přestože u moderních automobilů jsou díky katalyzátorům podstatně sníženy. Dalšími potencionálními zdroji oxidu uhelnatého jsou zařízení, které využívají proces spalování: pece, kotle, kamna, sporáky, trouby a ohřívače vody. Provozy ve kterých je oxid uhelnatý emitován jsou spalovací procesy, koksárenství, rafinérie olejů, cementárny, sklárny, zpracování celulózy, dřeva a mnohé další [16].

Toxické účinky CO a dopad na zdraví člověka

Protože oxid uhelnatý nemůže procházet pokožkou jedinou cestou expozice je vdechováním. Oxid uhelnatý má schopnost zablokovat krevní barvivo za tvorby karboxyhemoglobinu, krev ztrácí schopnost transportovat kyslík, což má za následek vnitřní udušení jedince. Prvními příznaky otravy je bolest hlavy [4].

Oxid uhelnatý má schopnost snižovat transport kyslíku do tkání v :

- krvi - spojením s hemoglobinem dojde ke vzniku karboxyhemoglobinu (HbCO), dojde k poklesu Hb (hemoglobinu), což má za následek snížení přenosu kyslíku z plic do tkání [17].
- svalech - navázáním oxidu uhelnatého na myoglobin a cytochrom-oxidázu, dojde ke snížení schopnosti využívat kyslík [17].
- citlivých orgánech - jako je např. mozek, kde může dojít ke snížení tkáňové oxygenace a k jeho otoku [17].

Malé koncentrace oxidu uhelnatého, které se vyskytují běžně v ovzduší ve městech, mohou způsobovat vážné zdravotní potíže pacientům, kteří trpí kardiovaskulárními chorobami (*angina pectoris*). U zdravých lidí může docházet ke snížení pracovní výkonnosti, manuální zručnosti a zhoršení schopnosti studia [16].

Při vyšších koncentracích je oxid uhelnatý přímo jedovatý. Klinické příznaky a symptomy účinků oxidu uhelnatého jsou uvedeny v *tabulce 7* [18].

Tabulka 7: Klinické příznaky a symptomy účinků oxidu uhelnatého pro různé koncentrace COHb v krvi

% COHb	Klinické příznaky
0 - 10	žádné příznaky
10 - 20	žádné příznaky nebo mírné bolesti hlavy
20 -30	závratě, mdloby, těžká bolest hlavy, nevolnost, svalová slabost
30 -40	silná bolest hlavy, slabost, závrať, mdloby, nevolnost, zvracení, kolaps
40 -50	příznaky viz. 30-40 + zvýšený puls a dýchání, synkopa ¹
50 -60	synkopa, zvýšené dýchání a puls, kóma, křeče, Cheyne-Stokes dýchání ²
60 -70	kóma, křeče, snížení činnosti srdce a dýchání, případně smrt
70 -80	slabý puls, zpomalené dýchání, respirační selhání a smrt

¹Synkopa je krátkodobá ztráta vědomí, která je způsobena nedostatkem okysličené krve v mozku (hypoxie).

²Cheyne-Stokes dýchání je periodické dýchání, charakterizované sérií pravidelně se prohlubujících a změlčujících se dechů s apnoickými pauzami (srdeční selhání, urémie, těžká pneumonie)

V České republice platí pro oxid uhelnatý následující limity koncentrací v ovzduší na pracovištích: Přípustný expoziční limit je 30 mg.m⁻³ (PEL - 30 mg.m⁻³) a nejvyšší přípustná koncentrace prachu je 150 mg.m⁻³ (NPK – P - 150 mg.m⁻³) [16].

Dopady na životní prostředí

Oxid uhelnatý reaguje v atmosféře fotochemickými reakcemi s jinými látkami, zejména s hydroxylovými radikály, čímž dochází k jeho rozkladu a ke zvýšení koncentrace methanu a škodlivého přízemního ozónu v ovzduší (fotochemický - bílý smog). Konečným produktem rozkladu oxidu uhelnatého je oxid uhličitý, který je označován jako skleníkový plyn [16].

Celkové zhodnocení nebezpečnosti z hlediska životního prostředí

Oxid uhelnatý nepatří mezi extrémně nebezpečné toxické látky, avšak jeho zdravotní rizika jsou velmi závažná. Jeho schopnost přispívat ke vzniku nebezpečného přízemního ozónu v ovzduší z něj činí látku, jejíž emise je zapotřebí v ovzduší redukovat a sledovat [16].

2.3.3.2. Oxid uhličitý /CO₂/

Základní charakteristika

Oxid uhličitý je nevýbušný a netoxický plyn. Je bezbarvý a bez zápachu. Při vdechnutí většího množství působí štiplavě na sliznicích a vytváří kyselou chuť v ústech. Kyselá chuť je způsobena jeho rozpuštěním na vlhkých sliznicích a ve slinách, kde dojde ke vzniku slabého roztoku kyseliny uhličitě. Oxid uhličitý přechází při -78 °C do tuhého skupenství a vzniká tzv. suchý led. Je konečným produktem oxidace uhlíku (organických látek) za dostatečného přístupu kyslíku [19].

Oxid uhličitý je emitován v procesech, kde dochází ke spalovacím procesům uhlíkatých fosilních paliv – zemního plynu, ropných produktů, koksu, uhlí. Mezi další zdroje emisí patří i spalování paliv biologického původu – biomasy, bionafty, bioplynu a dřeva [19].

Toxické účinky CO₂ a dopad na zdraví člověka

Oxid uhličitý vykazuje toxické účinky působení pouze při vyšších koncentracích. Během krátkodobé expozice oxidu uhličitého může dojít s velmi krátkou časovou prodlevou k bolesti hlavy, závratím, dýchacím problémům, třesu, zmatenosti a zvoněním v uších. Vyšší koncentrace mohou způsobit křeče, kóma a smrt. U vážnějších otrav může dojít k poškození mozku a způsobit tak změnu osobnosti a poškození zraku [19].

V České republice platí pro oxid uhličitý následující limity koncentrací v ovzduší na pracovištích: PEL – 9 000 mg.m⁻³, NPK – P - 45 000 mg.m⁻³ [19].

Dopady na životní prostředí

Mezi jeho nejdůležitější vlastnost patří absorpce infračerveného záření zemského povrchu, které by jinak uniklo do vesmírného prostoru. Díky této vlastnosti hraje hlavní roli ve vzniku tzv. skleníkovém efektu. Jeho koncentrace se v atmosféře neustále zvyšuje [19].

Zvýšená koncentrace oxidu uhličitého má také za následek zvýšení rychlosti fotosyntézy u některých rostlin a to ještě jen za určitých podmínek. Například u pšenice dochází ke zvýšení fotosyntézy až o 50 % [20].

Celkové zhodnocení nebezpečnosti z hlediska životního prostředí

Patří mezi hlavní plyn, který přispívá ke vzniku skleníkového efektu a následně ke globálnímu oteplování planety. Za přímo jedovatou látku se nepovažuje, avšak jeho dopady na globální klima, prostřednictvím skleníkového efektu, jsou více než významné [19].

2.3.3.3. Oxid siřičitý /SO₂/

Základní charakteristika

Oxid siřičitý je bezbarvý plyn s pronikavým dráždivým zápachem [21].

Je nehořlavý a rozpouští se ve vodě za vzniku kyselého roztoku [22].

Nejvýznamnějším zdrojem emisí oxidu siřičitého je spalování paliv obsahující síru, dále jsou to úniky z průmyslu a zdroje neantropogenního charakteru [22].

Mezi antropogenní zdroje emisí patří:

- Výroba elektrické a tepelné energie, rafinérie ropy, dopravní prostředky nebo zpracování kovů. Při spalování tuhých paliv, které obsahují síru dochází k jejich přeměně na oxid siřičitý z 95 %, u kapalných paliv je tato konverze prakticky 100 %. Oxid siřičitý bývá ve spalínách přeměňován na oxid sírový.
- Výroba kyseliny sírové [22].

Mezi přírodní zdroje znečištění se řadí vulkanická činnost a lesní požáry [22].

Toxické účinky SO₂ a dopad na zdraví člověka

Oxid siřičitý vykazuje akutní i chronické účinky na lidské zdraví a může negativně ovlivnit různé orgány. Do lidského organismu se dostává z 99 % přes dýchací ústrojí. Akutní otrava oxidem siřičitým se projevuje slzením, výtokem z nosu, kašlem, zvýšenou bronchiální sekrecí a v těžkých případech může dojít k edému plic a zástavě dýchání. Způsobuje také popálení pokožky [21]. Dále způsobuje zthutnění sliznice dýchacích cest, zápal plic, zánět nosohltanu, únavu a změnu chuti. Poškozuje játra, mozek, plíce a srdce [23]. Byl u něj prokázán i genotoxický účinek po vdechnutí [24].

Nejvýznamněji ohroženou skupinou lidí jsou astmatici, kteří jsou na působení oxidu siřičitého velmi citliví [22].

V České republice platí pro oxid siřičitý následující limity koncentrací v ovzduší na pracovištích: PEL – 5 mg.m⁻³, NPK – P – 10 mg.m⁻³ [22].

Dopady na životní prostředí

Oxid siřičitý může způsobovat chronické i akutní poškození vegetace, zvířat a lidského organismu [25].

V ovzduší za určitou dobu přechází fotochemickou přeměnou nebo katalytickou reakcí na oxid sírový, který je za pomoci vzdušné vlhkosti hydratován na aerosol kyseliny sírové. Rychlost oxidace je dána povětrnostními podmínkami a teplotou prostředí, slunečním svitem, přítomností katalyzujících částic apod.. S alkalickými částicemi prašného aerosolu reaguje kyselina sírová za vzniku síranů. Vzniklé sírany se usazují na zemský povrch nebo mohou být z ovzduší vymývány mokrou atmosférickou depozicí. Pokud je v ovzduší nedostatek alkalických částic, tak dochází k okyselení srážkových vod až na pH < 4 [22].

Oxidy síry s oxidy dusíku tvoří takzvané kyselé deště, které mohou způsobovat značná poškození lesních porostů i průmyslových plodin. Mají schopnost uvolňovat z půdy kovové ionty, poškozovat mikroorganismy, znehodnocovat vody a způsobit tak úhyn ryb. Oxidy síry jsou také jednou z hlavních látek, které se podílejí na vzniku tzv. smogu (londýnského typu). Kyselé deště mají schopnost poškozovat stavby a památky [22].

Celkové zhodnocení nebezpečnosti z hlediska životního prostředí

Jeho vliv je považován za významně negativní z hlediska jeho přítomnosti v kyselých deštích, které ovlivňují rovnováhu v půdách, vodách a v mnohých ekosystémech [22].

2.3.3.4. Oxidy dusíku /NO_x/

Základní charakteristika

Dusík je bezbarvý plyn, bez chuti a bez zápachu [26].

Do této skupiny se zahrnuje celá škála oxidu dusíku. Patří zde oxid dusnatý (NO, bezbarvý plyn bez zápachu), oxid dusičitý (NO₂, červenohnědý plyn štiplavého zápachu), oxid dusitý (N₂O₃), tetraoxid dusíku (N₂O₄) a oxid dusičitý (N₂O₅). Další oxidy dusíku se vyskytují méně častěji v menších množstvích a nepředstavují významné riziko [27].

Ve vnějším prostředí se nejčastěji vyskytuje oxid dusnatý, který se dále oxiduje na oxid dusičitý [26].

Emise oxidů dusíku vznikají při spalování paliv jakými jsou nafta, plyn a biomasa. Navíc dochází k jejich rychlému nárůstu koncentrací v životním prostředí. Primárním zdrojem jsou motorová vozidla. Při spalování paliv dochází k hoření za vysoké teploty a k oxidaci vzdušného dusíku (N₂) na takzvaný vysokoteplotní NO_x. Mezi další možné zdroje úniku oxidů dusíku do atmosféry je možné zařadit veškeré chemické procesy, kde jsou tyto oxidy přítomny. Mezi přírodní zdroje emisí oxidů dusíku patří například některé biologické pochody v půdách, kde mikroorganismy v rámci svého metabolismu produkují oxid dusný a dusík [27].

Toxické účinky NO_x a dopad na zdraví člověka

Oxidy dusíku negativně ovlivňují zdraví člověka především při vyšších koncentracích, které se běžně v ovzduší nevyskytují [27].

Při požárech nejčastěji vzniká oxid dusnatý a oxid dusičitý, které se ve své toxicitě poněkud liší.

Oxid dusnatý se v ovzduší vyskytuje jako volný radikál v různých formách. Při nadýchání jeho nízkých koncentrací dochází k vazodilataci (tzv. rozšíření cév) a tím dochází ke zlepšení prokrvení plic, snížení krevního tlaku a hladina kyslíku se v krvi zvyšuje. V plynné formě přechází do krevního řečiště, kde reaguje s hemoglobinem a vytváří methemoglobin, který nemá afinitu ke kyslíku, čímž dojde ke snížení koncentrace kyslíku v krvi (hypoxii) [28].

Oxid dusnatý má 5 x až 20 x vyšší afinitu k hemoglobinu než-li kyslík. Pokud je v krvi malá koncentrace kyslíku dojde ke vzniku nitrosohemoglobinu. Bezvědomí a smrt může nastat až při vysokých koncentracích methemoglobinu [28].

Oxid dusičitý je nejvíce toxický z oxidů dusíku. Je to silný oxidant, který se vyskytuje v ovzduší ve formě volných radikálů [26, 28].

Jeho chronické působení vyvolává tvorbu hlenu, dále pak dochází k nevolnosti a menšímu podráždění horních cest dýchacích [26]. Vdechování oxidu dusičitého vede k poškození plic (plicnímu edému). Závažnost poškození se odvíjí na době expozice a jeho koncentraci [29].

V České republice platí pro oxidy dusíku následující limity koncentrací v ovzduší na pracovištích: PEL – 10 mg.m^{-3} , NPK – P – 20 mg.m^{-3} [27].

Dopady na životní prostředí

Dusík je biogenní prvek, což znamená, že je v přiměřeném množství nezbytný pro růst rostlin. V zemědělství je využíván jako součást různých hnojiv pro podporu růstu zemědělských rostlin. Oxidy dusíku jako jsou NO a NO₂ ve vyšších koncentracích mohou na rostliny působit negativně a to tak, že zvyšují jejich citlivost na mráz či plísň. Oxid dusičitý i oxid dusný je součástí kyselých dešťů, které způsobují okyselení půd a vodních ploch, dále negativně ovlivňují vegetaci a stavby. Oxidy dusíku postupně v atmosféře přecházejí na kyselinu dusičnou, která reaguje s prachovými částicemi a například s oxidy vápníku, hořčíku či amoniakem za vzniku tuhých částic, které jsou z atmosféry odstraňovány jednak sedimentací a jednak suchou a mokrou atmosférickou depozicí. Atmosférickou depozicí se dostávají dusičnanové ionty do půd a vod. Ve vodách jejich zvýšené koncentrace způsobují eutrofizaci vod a úhyn ryb. Oxid dusičitý přispívá ke vzniku tzv. fotochemického smogu a přízemního ozónu. Vysoké koncentrace přízemního ozónu poškozují vegetaci [27].

Oxid dusnatý (NO) je jedním ze skleníkových plynů, má schopnost absorbovat infračervené záření zemského povrchu, které by za normálních podmínek uniklo do vesmírného prostoru. Tímto přispívá ke vzniku tzv. skleníkového efektu a následně pak ke globálnímu oteplování planety [27].

Celkové zhodnocení nebezpečnosti z hlediska životního prostředí

Nejvíce ohroženou skupinou jsou rostliny. Oxidy dusíku s oxidy síry tvoří kyselé deště, které negativně ovlivňují živé rostliny a půdu. Vyšší koncentrace oxidů dusíku mohou vážně ohrozit zdraví člověka. Jsou to látky, které působí negativně, jak na zdraví lidí, tak na globální ekosystém [27].

2.3.3.5. Amoniak /NH₃/

Základní charakteristika

Amoniak je bezbarvý plyn s typickým štiplavým zápachem. Je zásaditý, žíravý a dráždivý. Reaguje s kyselinami za vzniku amonných solí. Má korozivní účinky vůči kovům [30].

Nejvýznamnější podíl z celkových emisí amoniaku do atmosféry představuje rozklad lidských i zvířecích biologických exkrementů. Antropogenní zdroje nejsou již tak významné. Mezi nejznámější antropogenní zdroje emisí amoniaku patří zejména výroba kyseliny dusičné, používání dusíkatých hnojiv, výbušnin, splaškové odpadní vody, průmyslové chlazení apod. [29]. Amoniak se také v menší míře vyskytuje v cigaretovém kouři [31].

Toxické účinky NH_3 a dopad na zdraví člověka

Mezi negativní účinky amoniaku na zdraví člověka patří podráždění i popálení kůže a očí s rizikem trvalých následků. Během krátkodobé expozice může být podrážděná nosní sliznice, ústa, hltan a plíce. Dále pak amoniak může způsobit kašel, dušnost a dýchací potíže. Při vyšších koncentracích může způsobit plicní edém. Smrtelná koncentrace amoniaku je 0,5 % obj. (asi 3,5 g.m⁻³) při krátkodobé expozici. V běžném prostředí jsou jeho koncentrace natolik nízké, že nepředstavuje pro ekosystém žádné riziko [30].

V České republice platí pro amoniak následující limity koncentrací v ovzduší na pracovištích: PEL – 14 mg.m⁻³, NPK – P – 36 mg.m⁻³ [30].

Dopady na životní prostředí

Amoniak je toxický pro životní prostředí, zejména pak pro vodní organismy (ryby), kde jeho koncentrace bývají také největší. Je to dáno jeho dobrou rozpustností ve vodě. Amoniak zvyšuje pH vody. Amoniak je vylučován živočichy a je produkován při rozkladných procesech chlévské mrvy, kejdy a odpadech z velkochovu drůbeže. V půdě se amoniak vyskytuje ve formě amonných iontů, které slouží jako klíčový zdroj dusíku pro rostliny. V půdách dochází k částečnému vytěkání amoniaku do ovzduší, kde tvoří stabilní soli se sírany a dusičnany, které jsou dále vymývány atmosférickou depozicí zpět na zemský povrch. Takto dochází k okyselení půd. Jsou také jedním z původců fotochemického smogu. Největší koncentrace amoniaku ve vodách jsou v oblastech s vysokým zalidněním či vysokým stupněm zemědělské činnosti [32].

Celkové zhodnocení nebezpečnosti z hlediska životního prostředí

Pro člověka amoniak většinou nepředstavuje výrazné riziko, protože je díky svému štiplavému zápachu snadno včas rozpoznatelný. Jedná se o látku velice toxickou pro životní prostředí, zejména pak pro vodní ekosystém. Podílí se na okyselování půd a podporuje eutrofizaci vod (nárůst sinic a řas) [30].

2.3.3.6. Kyanovodík /HCN/

Základní charakteristika

Kyanovodík je bezbarvý plyn, charakteristického zápachu, na vzduchu hoří modrou barvou. Je mísitelný s vodou, alkoholem a je slabě rozpustný v éteru. V přírodě se vyskytuje v semenech některých rostlin, převážně v peckovinách (meruňky, broskve, mandloně, švestky, třešně), které obsahují glykosid prunasin [33].

Významným zdrojem emisí kyanovodíku je metalurgický a chemický průmysl. Kyanovodík vzniká při hoření materiálů, jakými jsou plasty, které obsahují dusík. Mezi tyto plasty patří polyamid (silon, nylon), polyuretan (molitan), močovinoformaldehydové pryskyřice (umakart, lepidla, laky), akrylátbutylstyren (palubní desky automobilů), peroxyacetylnitrát, vlna, peří, přírodní hedvábí apod.. Z tohoto důvodu se koncentrace HCN uvolňují při požárech obchodů s oděvy a koberci, při požárech automobilů i letadel a také při požárech bytů. Dále mohou vznikat při spalování komunálního odpadu nebo na skládkách přeměnou kyanidových odpadů. Je obsažen i ve výfukových plynech automobilů a tabákovém kouři. Kyanovodík je velmi hořlavá látka, která při koncentracích nad 5,5% obj. vybuchuje [34].

Toxické účinky HCN a dopad na zdraví člověka

Kyanovodík se do těla během požárů dostává nejčastěji inhalací kouře. Mezi další možné způsoby akutní otravy kyanidem patří i jeho vstřebávání přes kůži a sliznici. Nejčastějšími příznaky otravy kyanovodíkem jsou šok, bezvědomí, křeče a metabolická acidóza. Ve větších koncentracích způsobuje otravu a smrt [35].

Kyanovodík již ve velmi malém množství vyvolává inhibici mnoha oxidativních enzymů tkání. Mezi nejdůležitější patří inhibice cytochromoxidázy. Kyanidy se vážou na její skupinu (Fe^{3+}) a poté dojde k bloádě buněčného dýchání. Následkem tohoto procesu je dušení. Kyanovodík má schopnost bránit využití kyslíku ve tkáních [35]. Smrtelná dávka kyanovodíku je asi 1 mg/kg (pro dospělého člověka je to cca 50-60 mg) [34].

V České republice platí pro kyanovodík následující limity koncentrací v ovzduší na pracovištích: PEL–3 mg.m⁻³, NPK–P–10 mg.m⁻³ [34].

Dopady na životní prostředí

Ve vzduchu se kyanovodík vyskytuje volně, v menších případech je navázán na částice aerosolu. Poločas odstranění z atmosféry je 1 – 3 roky. Pomocí atmosférické depozice se dostává do půdy a vody, kde se přeměňuje na kyanid. Velká část kyanidů z povrchových vod časem odtéká ve formě kyanovodíku. Kyanidy v půdě mají schopnost zpětně vytékat do atmosféry nebo být vyplaveny vodou do hlubších vrstev. Někdy se mikrobiální činností přemění na jinou formu. Ve vysokých koncentracích jsou kyanidy silně toxické pro půdní organismy. V různé míře je kyanovodík toxický pro všechny organismy. Zvláště silně toxický je pro vodní organismy [34].

Celkové zhodnocení nebezpečnosti z hlediska životního prostředí

Kyanovodík je jedním z nejnebezpečnějších plynů. Je to velmi toxický plyn. Již při nízkých koncentracích může způsobit smrt a k otravě dochází okamžitě. Pro celkový stav životního prostředí sice nepředstavuje žádné významné riziko, avšak jeho toxikologické působení na živé organismy je velice závažné [34].

2.3.3.7. Chlorovodík a bromovodík /HCl, HBr/

Základní charakteristika

Plynný chlorovodík a bromovodík se vyznačuje velmi štiplavým zápachem. Jsou to korozivní velmi agresivní plyny. Chlorovodík a bromovodík jsou plyny, které jsou produkovány během pyrolýzy halogenovaných materiálů. Chlorovodík může unikat do prostředí při vulkanické činnosti či při lesních požárech. Tyto zdroje emisí patří mezi přirozené zdroje, které jsou však v globálním měřítku zanedbatelné. Mezi největší zdroje emisí patří antropogenní zdroje. Jedná se zejména o úniky HCl z průmyslu, ze spalovacích procesů a jeho vznik během spalování odpadů, které obsahují chlór (plasty) [36, 37].

Toxické účinky HCl, HBr a dopad na zdraví člověka

Jsou to velice nebezpečné a agresivní plyny [36]. Chlorovodík je velice dráždivá látka, která je toxická již při nízkých koncentracích [38]. Absorpční schopnost chlorovodíku do plic je mnohem větší, než-li absorpční schopnost bromovodíku [37].

Jejich výhodou je charakteristický silný zápach, který je člověku patrný již v malých koncentracích. U osob exponovaných chlorovodíkem a bromovodíkem se projevují tyto potíže:

- podráždění nosní sliznice, dýchacích cest, silné kašláni, krvácení z nosu a bolest na hrudi;
- podráždění plic, dušnost, plicní edém i nebezpečí udušení;
- popálení očí a poleptání kůže;
- opakované expozice způsobí nenávratné poškození plic, zubů a mohou se objevit i vyrážky [36].

V České republice platí pro chlorovodík následující limity koncentrací v ovzduší na pracovištích: PEL – 8 mg.m^{-3} , NPK – P – 15 mg.m^{-3} [36].

Dopad na životní prostředí

Chlorovodík je korozivní látka, která má schopnost napadat mnohé z kovů a vápenec, což vede k narušení budov i kulturních památek. Plynný chlorovodík je dobře rozpustný ve vodě (i ve vzdušné vlhkosti) za vzniku kyseliny chlorovodíkové, která je pro vodní organismy a rostliny velice toxická. Chlorovodík přispívá ke vzniku kyselých dešťů [36].

Celkové zhodnocení nebezpečnosti z hlediska životního prostředí

Jsou to velice korozivní a reaktivní látky, které v životním prostředí způsobují akutní ohrožení živých organismů a to zejména vodních. Další ohroženou skupinou jsou i rostliny. Díky jejich vysoké reaktivitě nesetrvávají v životním prostředí po dlouhou dobu a proto je jejich dlouhodobý celosvětový negativní dopad nevýznamný [36].

2.3.3.8. Sulfan /H₂S/

Základní charakteristika

Sulfan je bezbarvý, hořlavý a dráždivý plyn s charakteristickým zápachem po shnilém vejci. Je rozpustný ve vodě. Díky tomu, že je těžší než vzduch má schopnost se hromadit v podzemních prostorách, jako jsou jímky, odpadní jámy, žumpy, stoky apod. [39].

Mezi přírodní zdroje emisí sulfanu patří sopečná činnost a požáry. Je také produkován působením bakterií při rozkladu rostlinných a živočišných bílkovin. Je také obsažen v zemním plynu. Sulfan vzniká jako vedlejší produkt při výrobě koksu, rafinaci ropy, výrobě viskózního vlákna a výrobě celulózy [40].

Dalším možným zdrojem emisí sulfanu jsou čistírny odpadních vod, žumpy a odpady ze zemědělství [41].

Toxické účinky H₂S a dopad na zdraví člověka

Sulfan je dráždivý a dusivý plyn. Při vdechnutí dráždí horní i dolní cesty dýchací. Rychle se vstřebává z plic do krve a způsobuje tak zrychlené dýchání. Při koncentracích kolem 75 – 150 mg/m³ způsobuje únavu, při koncentracích od 150 – 1500 mg/m³ způsobuje podráždění očí a při koncentracích vyšších než 1500 mg/m³ způsobuje edém plic až smrt [40]. Dále pak může způsobit nevolnost, zvracení, bolest hlavy, ztrátu chuti k jídlu a poruchy spánku [42].

Dopad na životní prostředí

Je velice toxický pro aerobní organismy. Jeho nízkým koncentracím ve vodním prostředí jsou živočichové pravidelně vystavováni. [43]

Při testech na zvířatech bylo prokázáno, že primárním cílem sulfanu, při vysokých koncentracích, je nervový systém. [40]

Celkové zhodnocení nebezpečnosti z hlediska životního prostředí

Díky jeho charakteristickému zápachu je často včas detekován. Pro člověka je nebezpečný jen při vyšších koncentracích, které se běžně ve složkách životního prostředí nevyskytují. Významnější je jeho negativní dopad na organismy a rostliny v životním prostředí [40].

2.3.4. Organické produkty hoření

2.3.4.1. Polychlorované bifenyly /PCBs/

Základní charakteristika

Polychlorované bifenyly jsou celosvětově rozšířené látky zatěžující životní prostředí. Představují 209 kongenerů a jejich různé sloučeniny [44].

Polychlorované bifenyly jsou připravovány chlorací bifenyly. Jejich vlastnosti fyzikálně-chemické jsou dány stupněm chlorace, který ovlivňuje také toxické účinky PCB. Nejvíce toxické jsou PCB obsahující 5 až 6 atomů chlóru na molekule bifenyly. [45]

Kongenery tvoří bezbarvé krystaly bez zápachu, ovšem komerční směsi PCB jsou obvykle kapaliny. Hustota se zvyšuje se stupněm chlorace a s růstem obsahu chlóru v molekule. [46]

Jsou to látky vyráběné člověkem. V životním prostředí se přirozeně nevyskytují. Objeveny byly na přelomu 19. a 20. století a od 30. let 20. století se používají v průmyslu. V 70. letech bylo zjištěno, že jsou to látky vysoce perzistentní a hromadí se v potravních řetězcích. Mají schopnost ohrožovat lidské zdraví a životní prostředí. Z těchto důvodů se od jejich výroby upustilo. Následující *tabulka* obsahuje informace o ohlašujících prazích pro únik a prahové hodnoty pro přenosy PCBs [46].

Tabulka 8: Ohlašovací práh pro únik a prahové hodnoty pro přenosy PCBs

ohlašovací práh pro úniky	
do ovzduší (kg/rok)	0,1
do vody (kg/rok)	0,1
do půdy (kg/rok)	0,1
prahová hodnota pro přenosy	
v odpadních vodách (kg/rok)	0,1
v odpadech (kg/rok)	1
rizikové složky životního prostředí	voda, půda, ovzduší

V současnosti je výroba PCB zakázána, emise pocházejí z používání výrobků a z odpadů obsahující PCB. Jedním z dalších zdrojů jsou halogenované sloučeniny, kaly z odpadních vod, používání výrobků z PCB, nelegální nakládání s odpady z těchto výrobků, spalování průmyslových i komunálních odpadů a úniky ze zařízení, které PCB obsahují. Mezi nejvýznamnější antropogenní zdroje patří nakládání s odpady (skládání, spalování) a úniky ze zařízení, které PCB obsahují (transformátory a kondenzátory) [46].

Toxické účinky PCB a dopad na zdraví člověka

PCB mohou vstupovat do těla inhalačně (vzduch) a orálně (kontaminovanou vodou, jídlem). Jelikož mají schopnost akumulace v potravních řetězcích, jsou všudypřítomné. Potraviny jsou tedy kontaminovány příjmem PCB z prostředí organismy jakými jsou např.: ryby, ptáci, hospodářská zvířata. Největším zdrojem PCB v potravinách je rybí maso a mateřské mléko. Nejvíce se koncentrují v játrech, tukových tkáních a mateřském mléce [44].

Díky jejich vysoké perzistenci, biokoncentraci a bioakumulaci jsou velmi nebezpečné pro životní prostředí a lidské zdraví. Jsou to prokazatelné lidské karcinogeny. Jednotlivé PCB jsou klasifikovány jako promotory a iniciátory nádorového bujení. Směsi PCB jsou klasifikovány jako nemutagenní [44].

Dopad na životní prostředí

Zatížení životního prostředí polychlorovanými bifenyly je na ústupu z důvodů zakázání jejich použití a výroby. Z důvodu jejich vysoké perzistence jsou PCB přítomny ve všech složkách životního prostředí po celém světě [47].

Největší koncentrace PCB jsou zaznamenány v mořských ekosystémech. Díky těkavosti a degradovatelnosti dochází u nízechlorovaných kongenerů ke změnám ve složení směsi PCB. Ve vzduchu se PCB vyskytují převážně jako plyny, v menší míře mohou být navázány na prachové částice. Sorpce je dána stupněm chlorace. Čím vyšší stupeň chlorace, tím větší mají schopnost PCB sorpce na prachové částičky. Nízechlorované PCB se sorbují méně, než-li výsechlorované PCB. Do atmosféry se dostávají vytěkáním z půd nebo vod. Naopak z atmosféry jsou zpětně odstraňovány mokrou a suchou atmosférickou depozicí. Ve vodních ekosystémech jsou jejich koncentrace nejvyšší v sedimentech a v organické hmotě, přičemž koncentrace ve vodě jsou vždy menší než v sedimentech. Vodní sedimenty slouží jako zásobníky PCB. Z tohoto důvodu jsou vodní ekosystémy ohroženy nejvíce [46].

Degradace PCB z jednotlivých složek životního prostředí je dána stupněm chlorace. Perzistence se zvyšuje s rostoucím množstvím chloru v molekule. Ve vodním prostředí je jedinou možností degradace tzv. fotolýza. Rychlost degradace je také závislá na poloze chloru. PCB s atomy chloru v para pozici jsou biodegradovány snáze, než-li v poloze ortho a meta. Výsechlorované bifenyly jsou rozkládány pouze anaerobně [46].

Polychlorované bifenyly se snadno kumulují v tukách. Díky schopnosti hromadění v potravních řetězcích se nejvyšší koncentrace PCB vyskytují u vrcholových predátorů. Nejohroženější skupinou jsou mořští ptáci a savci, u kterých dochází k narušení reprodukční schopnosti. PCB jsou toxické nejvíce pro ranná vývojová stadia [46].

Celkové zhodnocení nebezpečnosti z hlediska životního prostředí

PCB mají schopnost se akumulovat v potravních řetězcích organismů. Nejohroženější je vodní ekosystém. Nebezpečí PCB je dáno jejich karcinogenními účinky [46].

2.3.4.2. Polycyklické aromatické uhlovodíky /PAU/

Základní charakteristika

Polycyklické aromatické uhlovodíky představují širokou skupinu různých látek vyznačujících se tím, že mají ve své molekule obsaženy kondenzovaná aromatická jádra a nenesou žádné heteroatomy ani substituenty. Do této skupiny náleží např.: naftalene, fenantren, pyren, flouranthen, anthracen, fluoren, benzo(a)pyren, chrysen a mnoho dalších [48].

Jsou to bílé či nažloutlé pevné krystalické látky. Jejich rozpustnost ve vodě je velmi nízká, ale snadno rozpustné jsou v tucích a olejích. Následující *tabulka 9* obsahuje informace o ohlašujících prazích pro únik a prahové hodnoty pro přenosy PAU [48].

Tabulka 9: Ohlašovací práh pro úniky a prahové hodnoty pro přenosy PAU

ohlašovací práh pro úniky	
do ovzduší (kg/rok)	50**
do vody (kg/rok)	5**
do půdy (kg/rok)	5**
prahová hodnota pro přenosy	
v odpadních vodách (kg/rok) (kg/rok)	5**
v odpadech (kg/rok)	50**
rizikové složky životního prostředí	voda, půda, ovzduší

Pozn.** Přednostně se měří jen benzo(a)pyren (50–32–8), benzo(b)fluoranthren (205–99–2), benzo(k)fluoranthren (207–08–9) a indeno(1,2,3-cd)pyren (193–39–5) (Odvozeno z nařízení Evropského parlamentu a Rady (ES) č. 850/2004 ze dne 29. dubna 2004 o perzistentních organických znečišťujících látkách).

Jsou to všudypřítomné znečišťující látky, které vznikají v důsledku nedokonalého spalování materiálů obsahujících uhlík a při přírodních katastrofách (sopečná erupce, lesní požáry). Jedná se tedy o spalování všech uhlíkatých paliv. Do ovzduší se dostávají zejména díky výfukovým plynům z automobilového průmyslu a při rafinaci ropy [49].

Mezi antropogenní zdroje emisí PAU patří zejména spalovací procesy, koksárenství, rafinerie ropy, výroba hliníku a uvolňování z materiálů, které PAU obsahují (asfalt, silnice, dehet) [48].

Nic nenasvědčuje tomu, že by se měly emise PAU v příštích letech či desetiletích výrazně snížit [49].

Toxické účinky PAU a dopad na zdraví člověka

Polycyklické aromatické uhlovodíky se nacházejí v ovzduší, půdě, vodě, potravinách, v tabákovém kouři a výfukových plynech. Ve výfukových plynech je detekován zejména fenanthren a pyren [50].

Velice významným zdrojem benzo(a)pyrenu je tabákový kouř. Jedna cigareta obsahuje 25 ng této látky [48].

Toxicita těchto látek závisí na jejich fyzikálně – chemických vlastnostech a na podmínkách expozice [49].

Benzo(a)pyren je prokázaný karcinogen a mutagen. Mezinárodní agentura pro výzkum rakoviny (International Agency for Research on Cancer – IARC) uvádí, že benzo(a)pyren patří mezi skupinu I.A. viz. *tabulka 10* [51].

Mohou vyvolat rakovinné bujení ve všech orgánech. Na základě testů toxicity na potkanech, byly nejvyšší koncentrace PAU zjištěny v ledvinách a játrech. Jejich vyloučení ven z těla je možná močí a žlučí [50].

Tabulka 10: Kategorie karcinogenů dle IARC:

Skupina	Účinek
1	prokázaný karcinogen pro člověka
2A	pravděpodobně karcinogenní pro člověka
2B	podezřelý karcinogen pro člověka
3	neklasifikovaný jako karcinogen pro člověka
4	pravděpodobně není karcinogenní pro člověka

Expozice PAU může vést k následujícím rizikům:

- ohrožení vývoje plodu;
- onemocnění rakovinou;
- podráždění až popálení kůže;
- opakovaná expozice vede ke ztenčení a popraskání pokožky [48].

Dopad na životní prostředí

Díky jejich velmi nízké rozpustnosti mají tendenci se hromadit v jednotlivých složkách životního prostředí. Nejvíce ohroženými složkami jsou půda a voda. V půdách mohou být degradovány pomocí půdních mikroorganismů. Ve vodách mají schopnost se adsorbovat na sedimenty, kde jsou jejich koncentrace mnohokrát vyšší než ve vodě samotné. Převážně jsou ve vodách přítomny vyšší koncentrace naftalenu, fluorenu a acetnaftalenu, díky jejich relativně dobré rozpustnosti. Mají schopnost se transportovat na velké vzdálenosti sorbované na zrnkách sází a prachových částicích [52].

Mohou způsobovat rakovinu, poruchy růstu, poruchy reprodukce a mutace u zvířat [48].

Celkové zhodnocení nebezpečnosti z hlediska životního prostředí

Jsou to látky nebezpečné pro životní prostředí a zdraví člověka. Jsou to velice stabilní látky, čímž se jejich nebezpečnost umocňuje. Mohou se šířit na velké vzdálenosti a ohrožovat tak i odlehlá území [48].

2.3.4.3. Polyhalogenové dibenzo-p-dioxiny a /PCDD/ a dibenzofurany /PCDF/

Základní charakteristika

Polychlorované dibenzodioxiny a dibenzofurany jsou strukturálně a chemicky příbuzné látky polyaromatických uhlovodíků. Ve své molekule obsahují atomy uhlíku, vodíku, kyslíku a chloru. Dioxiny jsou odolné vůči kyselinám. Jedná se o skupinu perzistentních organických polutantů (POP), které se vyskytují většinou jako směsi různých kongenerů. Mnohé z nich jsou vysoce toxické již při nízkých koncentracích. Nejnebezpečnější látka z této skupiny a dokonce chemických látek vůbec je 2,3,7,8-TCDD neboli 2,3,7,8-tetrachlordibenzo-p-dioxin. Je to bílá, krystalická látka rozpustná v organických rozpouštědlech a řadí se mezi organické těkavé látky (VOC) [53]. Následující *tabulka 11* obsahuje informace o ohlašujících prazích pro únik a prahové hodnoty pro přenosy dioxinů [54].

Tabulka 11: Ohlašovací práh pro úniky a prahové hodnoty pro přenosy dioxinů

ohlašovací práh pro úniky	
do ovzduší (kg/rok)	0,0001
do vody (kg/rok)	0,0001
do půdy (kg/rok)	0,0001
prahová hodnota pro přenosy	
v odpadních vodách (kg/rok)	0,0001
v odpadech (kg/rok)	0,001
rizikové složky životního	voda, půda, ovzduší

Rozlišujeme dva typy zdrojů emisí a to na zdroje antropogenního původu a přírodního. Mezi přírodní zdroje emisí patří sopečná činnost, lesní a náhodné požáry. Obecně vznikají dioxiny nekontrolovatelným hořením rozličných materiálů [54].

Jsou to látky, které nejsou vyráběné cíleně. Antropogenních zdrojů u kterých dochází k uvolňování dioxinů do složek životního prostředí je celá řada např.:

- nekontrolovatelné spalování rozličných materiálů (domácí spalování uhlí a dřeva);
- veškeré další průmyslová odvětví, kde dochází ke spalovacím procesům, jakými jsou železárny, ocelárny, teplárny, elektrárny;
- spalování paliv v motorových vozidlech;
- spalování materiálů s obsahem chloru;
- při výrobě papíru a celulózy;
- v minulosti byly nejvýznamnějším zdrojem dioxinů spalovny odpadů, dnes jsou již vybaveny moderním zařízením a kvalitním čištěním spalin, popřípadě pak i technologií dopalování a tak díky tomu dosahují limitu 0,1 ng dioxinů na m³ kouřových plynů [53, 55].

Toxické účinky PCDD, PCDF a dopad na zdraví člověka

Člověk přijímá více než z 95 % PCDD a PCDF potravou. Obecně je známo, že se v lidském těle hromadí pouze 2,3,7,8 – substituované kongenery. Rozdělení dioxinů v lidském těle je nerovnoměrné. Nejvíce se hromadí v tucích (obzvláště v jaterním tuku) a nižší koncentrace jsou v krvi, mateřském mléce a mozku. V lidském těle jsou nejvíce zadržovány výšechlorované kongenery, které jsou toxikologicky méně významné [56].

Mezi hlavní toxikologické vlastnosti PCDD/PCDF patří:

- vysoká perzistence v lipidových složkách buněk a orgánů;
- hepatotoxicita (vyvolávají jaterní porfyrii);
- karcinogenita (pouze při akutně toxických dávkách);
- genotoxicita (pouze při akutně toxických dávkách);
- teratogenita (pouze při akutně toxických dávkách);
- vyvolání poškození kůže (chlorakné);
- imunotoxicita;
- různé neurologické účinky;
- indukce enzymů skupiny cytochromu P450 [56].

Nejčastěji toxikologicky studovaným kongenerem je 2,3,7,8-TCDD.

Pro studium toxicity se využívají laboratorní zvířata. Pro vyjádření celkové toxicity určité směsi dioxinů se používá přepočítávací koeficient tzv. faktor ekvivalentní toxicity (TEF toxicity equivalency factor). V současné době je používán mezinárodní systém faktorů ekvivalentní toxicity (I – TEF). V *tabulce 12* jsou uvedeny hodnoty toxicity PCDD/PCDF v systému I – TEF [56].

Tabulka 12: Hodnoty relativní toxicity PCDD/PCDF v systému I – TEF

Kongenery PCDD	Hodnota toxicity	Kongenery PCDD	Hodnota toxicity
2,3,7,8 – TCDD	1	1,2,3,7,8 – PeCDF	0,05
1,2,3,7,8 – PeCDD	0,5	1,2,3,4,7,8 - HxCDF	0,1
1,2,3,4,7,8 – HxCDD	0,1	1,2,3,7,8,9 – HxCDF	0,1
1,2,3,7,8,9 – HxCDD	0,1	1,2,3,6,7,8 –HxCDF	0,1
1,2,3,6,7,8 - HxCDD	0,1	2,3,4,6,7,8 – HxCDF	0,1
1,2,3,4,6,7,8 - HpCDD	0,01	1,2,3,4,6,7,8 – HpCDF	0,01
OCDD	0,001	1,2,3,4,7,8,9 – HpCDF	0,01
2,3,7,8 – TCDF	0,1	OCDF	0,001
2,3,4,7,8 – PeCDF	0,5		

Dopad na životní prostředí

Dioxiny se vyskytují ve všech složkách životního prostředí (půda, vzduch, vody, sedimenty). Převážná většina dioxinů vstupuje do atmosféry. Proto byla v řadě zemí přijata limitní koncentrace imisí $0,02 \text{ pg/m}^3$. Dioxiny jsou v ovzduší vázány na částice, což umožňuje jejich dálkový transport [56].

Do povrchových vod jsou dioxiny vnášeny především mokrou a suchou atmosférickou depozicí, vodní erozí kontaminované půdy a lokálně s odpadními vodami z bělení buničiny chlorem. V povrchových vodách podléhají fotolytickému rozkladu. Sekundárním zdrojem dioxinů jsou sedimenty, kde jsou jejich koncentrace mnohem vyšší, než-li v samotném vodním sloupci.

Sníží – li se vstup dioxinů do vody, kontaminované sedimenty zpětně uvolní dioxiny do vodní fáze a stanou se tak opět biologicky dostupnými. Přechod dioxinů do tukové složky, závisí na kongeneru a druhu ryby. Biologická degradabilita klesá s rostoucím stupněm chlorace kongenerů. Dioxiny se kumulují v řetězci: plankton – bezobratlí – býložravé ryby – masožravé ryby – ptáci (živící se rybami). U ptáků se vyskytují často edémy, deformace dlouhých kostí, zhoršená reprodukce a úhyn [56].

Kontaminace půdy dioxiny je dána spády z ovzduší, pocházejících ze spalovacích procesů. Dioxiny se zachycují převážně ve svrchní vrstvě půdy do hloubky asi 15 cm. I zde probíhá fotolýza, ale pouze do hloubky několika milimetrů [56].

V rostlinách se hromadí několika cestami jakými jsou např.: adsorpce na povrchu kořenů a hlíz, příjmem kořeny a transportem do nadzemních částí, adsorpcí odpařených z půdy v nadzemních částech rostliny, kontaminací nadzemní části částicemi půdy a zachycením spádu z ovzduší [56].

Celkové zhodnocení nebezpečnosti z hlediska životního prostředí

Látky, které se řadí do této skupiny patří mezi vůbec nejnebezpečnější látky znečišťující životní prostředí. Celkově jsou jejich účinky na zdraví člověka a stav životního prostředí velmi závažné [54].

2.3.5. Ekotoxikologické hodnocení škodlivin z požárů

Produkty hoření mohou negativně ovlivňovat ekosystém. Oblasti těchto rizik dělíme na:

- Ohrožení života a zdraví lidí
- Ohrožení flóry a fauny
- Ohrožení půdy
- Ohrožení vzduchu
- Ohrožení vod

Celkově se dá říci, že produkty hoření jsou toxické především pro vodní a půdní organismy. Testováním na vodních a terestrických zástupcích lze získat všeobecný přehled o ekotoxicitě daných produktů hoření. Akutní, chronická a subchronická toxicita je stanovována pomocí tzv. biotestů na zástupcích vyšších rostlin pomocí fytotestů, fyto a zooplanktonu, ryb a savců.

Z anorganických polutantů jsou nejvíce škodlivé především pro vodní organismy látky jakými jsou např. kyanovodík, amoniak a sulfan. Akutní toxicita kyanovodíku byla stanovena pomocí biotestů na zástupcích ryb a to především na pstruhu duhovém (*Oncorhynchus mykiss*) a střevletu potočním (*Phoxinus phoxinus*), na 96hLC50 = 57 – 191 µg/l. Toto rozmezí je dáno vývojovým stádiem organismu. Nejcitlivěji reagovala ranná vývojová stadia a méně citlivě pak dospělci. Hodnoty letálních koncentrací LC50 pro amoniak a sulfan jsou uvedeny v tabulce 13 a 14 [57, 58].

Tabulka 13: Hodnoty letální koncentrace 96hLC50 na jednotlivých organismech pro amoniak

Organismus	LC50 (µg/l)	Hodnocení
Kroužkovci – červ	180,23	není akutně toxická látka
Korýši – Rak říční	3,15	mírně jedovatý
Kapr obecný	393,30	vysoce toxický
Tolstolobik	456,70	vysoce toxický
Pstruh duhový	548,00	vysoce toxický
Střevle potoční	5,03	mírně jedovatý
Jepice obecná	1,64	mírně jedovatý
Komár pisklavý	1,99	mírně jedovatý
Slávka jedlá	8,44	mírně jedovatý
Zástupci žab	13,00	mírně jedovatý

Tabulka 14: Hodnoty letální koncentrace 96hLC50 na jednotlivých organismech pro sulfan

Organismus	LC50 (mg/l)
Jeleček velkohlavý	0,007
Pstruh duhový	0,007
Slunečnice obecná	0,009

Organické polutanty hoření jsou také velice toxické zejména pro vodní organismy. Letální koncentrace u organických polutantů jakými jsou např. PCB a PAU jsou uvedeny v *tabulkách 15 a 16* [59, 60].

Tabulka 15: Hodnoty letální koncentrace LC50 na jednotlivých organismech pro PCB

Organismus	LC50 (µg/l)	Doba expozice (h)
Jepice obecná	424-878	96
Rak říční	30	168
Kreveta	3	168
Pstruh duhový	114-159	96
Hrotnatka velká	710	48

Tabulka 16: Hodnoty letální koncentrace LC50 na jednotlivých organismech pro PAU

Organismus	EC50 (µg/l)	Doba expozice
Vibrio fischeri	0,348	30 min
Daphnia magna	3,09	48 hod
Daphnia magna	0,834	168 hod

2.4. Toxikologie

Toxikologie je obor interdisciplinární, protože při objasnění toxických účinků, mechanismů a její podstaty využívá výsledků ostatních věd, jakými jsou např. biologie, fyziologie, farmakologie, genetiky, biochemie, chemie a dalších přírodních oborů. Toxicita je schopnost chemické látky vyvolat nepříznivé účinky na živý organismus. Chemická látka, která vykazuje nepříznivé účinky na organismech se nazývá toxická látka [61].

2.5. Ekotoxikologie

Ekotoxikologie je odvětví toxikologie, která se zabývá studiem negativních vlivů škodlivin na jednotlivé složky životního prostředí. Zabývá se tedy studiem negativních vlivů toxické látky, popřípadě kontaminovaných matric na živé organismy, jejich populaci a společenstva. Poprvé ji definoval Dr. Truhaut v roce 1969. Ekotoxikita patří mezi základní charakteristiky škodlivin. Ekotoxikologie také studuje pohyb toxických látek v ekosystému, jejich produkci a možnosti jejich odstranění. Nástrojem který umožňuje hodnotit vliv škodlivin na ekosystém jsou biotesty, testy ekotoxicity [62].

2.6. Biotesty

Biotesty jsou využívány pro hodnocení ekotoxikologických vlastností látek. Během biologického testu je testovaný soubor vystaven různým koncentracím testované látky v přesně definovaných podmínkách a jsou u něj sledovány patologické změny. Rozdíl mezi chemickými analýzami a biotesty je ten, že nejsou schopny identifikovat xenobiotikum v ekosystému, ale za to jsou schopny charakterizovat negativní působení škodliviny na testovaném souboru z hlediska celkového souhrnu jejích účinků. Pomocí biologických testů, lze rychle a snadno zjistit účinky škodlivin, popřípadě jejich kontaminovaných matric na biocenózu akvatických i terestrických systémů. Testy toxicity slouží k hodnocení a klasifikaci nově vyvinutých, do praxe zavedených chemických látek, přípravků a odpadů určených ke skládkování. Snahou ekotoxikologů je zhodnocení potenciálního nebezpečí škodlivin pro ekosystém jako celek. Výběr testovaných organismů u testů toxicity je prováděn tak, aby byly zastoupeny všechny trofické úrovně studovaného ekosystému [63, 64].

2.7. Rozdělení testů ekotoxicity

Testy ekotoxicity se mohou dělit z několika hledisek, z nichž nejvýznamnější je doba expozice a pokročilost metod stanovení. Na základě expoziční doby rozlišujeme tři základní testy, a to akutní, chronické a subchronické [63, 64].

2.7.1. Testy akutní toxicity

Jedná se o testy, které jsou zaměřené na toxické účinky škodliviny, které se projeví již po krátké době expozice po jednorázové aplikaci látky. Účinkům škodliviny jsou organismy vystaveny přímo. U těchto testů se nejčastěji stanovuje úmrtnost organismů měřená jako:

- LD₅₀ – letální dávka, při které dojde k úhynu 50 % organismů z testovaného souboru;
- LC₅₀ – letální koncentrace, při které dojde k úhynu 50 % organismů z testovaného souboru;
- EC₅₀ – efektivní koncentrace, která způsobí úmrtí nebo imobilizaci 50 % organismů z testovaného souboru;
- IC₅₀ – inhibiční koncentrace testovaného vzorku, která způsobí 50 % inhibici růstu organismu ve srovnání s kontrolou.

Doba trvání testů akutní toxicity se pohybuje v rozmezí 24 až 168 hodin [63, 64].

2.7.2. Testy subchronické (subakutní) toxicity

Organismy jsou vystaveny účinkům testované látky opakovaně, zpravidla jednou denně po dobu 28 – 90 dnů. Dávka testované koncentrace látky je nižší, než – li dávka použitá v případě akutní toxicity. Testy slouží k určení biologického účinku škodliviny, k zjištění kumulativních účinků škodliviny a možných patologických změn u organismů, které vedou k jeho oslabení či k úmrtí. Výsledky testů slouží k získání hodnot:

- **NOAEL** (*No Observed Adverse Effect Level*) – dávka, při které ještě nebyl pozorován škodlivý účinek;
- **LOAEL** (*Lowest Observed Adverse Effect Level*) – nejnižší dávka, při které již byl pozorován škodlivý účinek [63, 64].

2.7.3. Testy chronické toxicity

Testy chronické toxicity slouží pro stanovení prahových koncentrací látek v pitné vodě, nejvyšších přípustných koncentrací z hlediska dlouhodobějšího zatížení krajiny a chovu ryb. Jedná se o testy, které jsou zaměřené na toxické účinky škodliviny, které se projeví až po dlouhodobém vystavení škodliviny na testovaném organismu. Účinkům škodliviny jsou organismy vystaveny po dobu zpravidla déle než – li 90 dní. Na základě výsledků z testů subchronické toxicity jsou nasazeny testy chronické toxicity. Negativní vlivy toxické látky jsou sledovány především na počátečních stádiích organismů, kde je častý výskyt dědičných vad, které ovlivní reprodukci testovaného souboru. Výsledky testů slouží ke stanovení hodnot NOAEL a LOAEL [63, 64].

2.7.4. Standardní testy toxicity

Rozdělení testů podle pokročilosti metod stanovení na standardní a alternativní patří mezi tradiční. Standardní testy ekotoxicity jsou také nazývány testy první generace. Je známa celá řada ekotoxikologických testů, které jsou standardizovány dle postupů celé řady organizací, mezi nejznámější patří ISO (*International Organization for Standardization* – Mezinárodní organizace pro standardizaci), OECD (*Organization for Economic Cooperation and Development* – Organizace pro hospodářskou spolupráci a rozvoj) a US-EPA (*United States Environmental Protection Agency* – Agentura pro ochranu životního prostředí Spojených států).

V ČR se standardně, v souladu s požadavky legislativy, provádí testy ekotoxicity vod, odpadních vod a vodných výluhů na následujících organismech:

- **Semena hořčice bílé** – jedná se o zkoušku inhibice růstu kořene hořčice bílé (*sinapis alba*), dle Metodického pokynu Ministerstva životního prostředí ZP 11/2007 ke stanovení ekotoxicity odpadu.
- **Řasy** – podle ČSN EN 28692 Jakost vod. Zkouška inhibice růstu sladkovodních řas *Desmodesmus subspicatus* a *Pseudokirchneriella subcapitata* ISO 8692:1989).
- **Ryby** – podle ČSN EN ISO 7346-2 Jakost vod. Stanovení akutní letální toxicity pro sladkovodní ryby (*Brachydanio rerio* Hamilton-Buchanan)- část 2: Obnovovací metoda.
- **Hrotnatka velká** – podle ČSN EN ISO 6341 Jakost vod. Zkouška inhibice pohyblivosti *Daphnia magna* Straus – Zkouška akutní toxicity [65].

2.7.5. Alternativní testy toxicity

Alternativní testy toxicity jsou alternativou k testům standardním. Vychází ze stejných postupů a principů jako testy standardní. Na rozdíl od nich však využívají klidová stadia organismů, což umožňuje rychlé testování širokých sérií vzorků a to především nových látek. Tyto testy jsou velice rychlé. Velkou výhodou je jejich miniaturizace a krátká doba inkubace testovacích organismů, které jsou takto k dispozici bez potřeby udržování chovů a kultivace testovacích organismů. Významným typem alternativních testů jsou mikrobiotesty, u kterých testování probíhá v kyvetách, zkumavkách nebo testovacích destičkách. Doba testování je zkrácena na 24 – 48 hodin. Výsledky testů jsou zjištěny na základě mortality, popř. imobilizace organismů, změny absorbance, luminiscence či fluorescence. Nejvíce používaným typem mikrobiotestů jsou tzv. toxkity, které uchovávají organismy v klidových stádiích. Toxkity obsahují v balení kultivační nádobky k oživení testovacích organismů, destičky, pipety, živné médium, testovací organismy v klidovém stádiu, protokol o provedení zkoušky a návod k testu [66].

Mezi nejznámější toxikity patří:

- ThamnotoxkitFTM – v tomto testu je využíván organismus *Thamnocephalus platyurus*, slouží ke zjištění hodnoty 24LC50.
- DaphtoxkitFTM – v tomto testu je využíván sladkovodní organismus *Daphnia magna* Straus, slouží ke zjištění hodnoty 48hEC50 a 48hLC50.
- RotoxkitFTM – v testu je využíván sladkovodní organismus *Brachionus calyciflorus*, výsledkem je zjištění hodnoty 24hLC50 a 48hLC50.
- AlgaltoxkitFTM – v testu je využíván sladkovodní řasa *Selenastrum capricornutum*, výsledkem testu je hodnota 72hIC50.
- RapidtoxkitFTM – jedná se o hodinový test toxicity na organismu *Thamnocephalus platyurus* [66].

2.8. Princip testování odpadů

Ekotoxicita vodného výluhu odpadu se stanovuje na základě testů akutní toxicity. Testy se provádí na zástupcích ryb, fytoplanktonu, zooplanktonu a vyšších rostlin, tak jak je to uvedeno v příloze č.1 vyhlášky č. 376/2001 Sb. v definici nebezpečné vlastnosti H 14 Ekotoxicita. Zástupci testovaných organismů reprezentují důležité články ekosystémů, které mají různou citlivost k různým látkám obsažených v odpadu nebo uvolněných do vodného výluhu. Ekotoxicita se hodnotí podle nejcitlivěji reagujícího organismu. a také podle toho, pokud platí, že hodnota: $LC(EC, IC)50 \leq 10 \text{ ml/l}$. Testy akutní toxicity se provádí podle platných ČSN Jakost vod, které jsou uvedené v bodě 7 přílohy č. 3 k vyhlášce 376/2001 Sb./2/. Pro hořčici bílou (*Sinapis alba*) tento pokyn uvádí stanovení ekotoxicity v příloze č. 1 zvláštní postup [67].

2.9. Příprava vodného výluhu

Testy ekotoxicity se provádí na vodném výluhu odpadu, který je připraven dle Metodického pokynu Ministerstva životního prostředí ZP 28/2008 k hodnocení vyluhovatelnosti odpadů nebo dle normy ČSN EN 12457-4 (2003): Charakterizace odpadů - Vyluhování - Ověřovací zkouška zrnitých odpadů kalů – Část 4: jednostupňová vsádková zkouška při poměru kapalné fáze a pevné fáze 10 l/kg pro materiál jehož zrnitost je menší než 10 mm [67].

Dle metodického pokynu Ministerstva životního prostředí ZP 28/2008, bod 2.3 je vodný výluh definován jako výluh, který byl získán ze vzorku odpadu podle stanoveného postupu vyluhování odpadů ve vodě tzv. získaný při zkoušce vyluhovatelnosti vodou. Pro přípravu vodného výluhu se používá výhradně destilovaná nebo demineralizovaná voda. Nejdůležitějším kritériem pro stanovení ekotoxicity vodného výluhu je dosažení úplné rovnováhy mezi rozpuštěnou látkou ve vodě a pevnou fází jednotlivých rozpustných složek obsažených v odpadu. Vyluhování odpadu se provádí při laboratorní teplotě 18 – 25 °C plynulým otáčením plastových vzorkovnic se vzorkem a vodou v třepačce “hlava – pata, po dobu 24 ± 0,5 hod přičemž rychlost otáček je 5 – 10 ot./min. Po ukončení třepání se vzorky vždy nechají sedimentovat po dobu 15 ± 5 min.

Pevná fáze tj. nerozpuštěné složky, se následně odstraní filtrací (pomocí filtračního papíru o velikosti pórů 5 μm) a se získaným filtrátem se dále zachází jako se vzorkem vody (podle normy ČSN EN ISO 5667-3) a sledované ukazatele se stanovují pomocí metod uvedenými v příloze č. 5 vyhlášky č. 383/2001 Sb. Příprava a filtrace vodného výluhu jsou znázorněny na obrázku 2.



Obr. č. 2: Příprava vodného výluhu

U vzorku odpadu tzv. analytického vzorku, předchází před samotným loužením, stanovení podílu sušiny DR . Analytické vzorky se vysuší v sušárně při teplotě $(105 \pm 5) ^\circ\text{C}$ do konstantní teploty podle postupu, který je dán normou ISO 11465. Podíl sušiny se vypočítá podle následujícího vztahu (1):

$$(1) \quad DR = 100 \cdot \frac{M_D}{M_W}$$

kde

DR je podíl sušiny v analytickém vzorku v [%];

M_D je hmotnost vysušeného analytického vzorku v [kg];

M_W je hmotnost nevysušeného analytického vzorku v [kg].

Pro přípravu 1 l vodného výluhu je potřeba vypočítat množství potřebného vzorku podle vztahu (2):

$$(2) \quad M = 100 \cdot \frac{M_T}{DR}$$

kde

M je hmotnost analytického vzorku odpadu pro přípravu vodného výluhu v [kg];

M_T je teoretická navážka sušiny analytického vzorku v [kg], (pro 1 l vody je $M_T = 0,1$ kg);

DR je podíl sušiny v analytickém vzorku v [%].

Takto vypočtené množství analytického vzorku o hmotnosti M je převedeno do vzorkovnice a přidá se k němu vypočtené množství vody podle vztahu (3):

$$(3) \quad LA = M_T \cdot \frac{(1l - 100) / DR}{\rho_{H_2O}}$$

kde

LA je množství přidané destilované nebo demineralizované vody v [l];

M_T je teoretická navážka sušiny analytického vzorku v [kg], (pro 1 l vody je $M_T = 0,1$ kg);

DR je podíl sušiny v analytickém vzorku v [%];

ρ_{H_2O} je hustota vody v [kg/l] (pro účely stanovení je rovna 1 kg/l).

U každého získaného vodného výluhu se změří pH, konduktivita [mS/cm], celkový objem [V_E] a teplota [°C]. Na vodný výluh je při dalších analýzách pohlíženo jako na vzorek odpadní vody.

Dle metodického pokynu Ministerstva životního prostředí ZP 11/2007 se vodný výluh podrobuje ekotoxikologickým testům ke stanovení ekotoxicity odpadů [67].

Ekotoxikologické testy se zahajují **úvodním testem**, což je test, který se provádí na organismech u neředěného vodného výluhu či roztoku chemické látky. Tento test slouží pro odhad ekotoxicity.

Pokud není prokázán toxický účinek (účinek menší než 50 %), provede se tzv. **ověřovací test**. Ověřovací test se provádí na trojnásobně větším množství testovacího organismu než u základního testu. Cílem těchto testů je potvrzení, že testovaný vzorek není toxický.

Pokud se projeví během úvodního testu toxicita na testovacích organismech větší než 50 %, provádí se tzv. **předběžný test**. Předběžný test je test s využitím větší škály koncentrací vodného výluhu 0 – 100 %. Na základě předběžného testu se naplňuje tzv. **základní test**, který slouží ke stanovení hodnot LC(EC,IC)₅₀.

U každého testu se nasazuje kontrola s předem daným počtem organismů, která slouží pro ověření podmínek, při kterých je tento test nasazen. K nasazení kontroly se využívá tzv. ředící voda, popř. živné médium, která je bez přídavku vodného výluhu odpadu a probíhá za stejných podmínek jako dané testy [67].

2.10. Vybrané testy ekotoxicity

Ekotoxikologické hodnocení vzorků bylo provedeno prostřednictvím vybraných akvatických a terestrických organismů:

- semena hořčice bílé (*Sinapis alba*);
- cibule bílá (*Allium cepa*);
- okřehek menší (*Lemna minor*);
- žábřonožka slanisková (*Artemia salina*);
- hrotnatka velká (*Daphnia magna Straus*);
- *Thamnocephalus platyurus*;

Všechny testy vodného výluhu odpadu byly prováděny dle platných norem. Testy na organismu *Thamnocephalus platyurus* (ThamnotoxkitTM) a *Daphnia magna* (DaphtoxkitTM) byly prováděny podle Standardních operačních manuálů pro jednotlivé organismy, které jsou součástí každého toxkitu.

Současně se všemi testy byly nasazeny i referenční testy s daným standardem, kterým byl dichroman draselný K₂Cr₂O₇ a pouze u okřehku menšího je standardní látkou chlorid draselný KCl. Výsledky této kontroly byly vyhovující a proto nejsou uvedeny v této diplomové práci.

2.10.1. Testy fytotoxicity

Testy fytotoxicity se využívají pro environmentální monitoring a hodnocení rizik toxických účinků nových chemických látek a přípravků, nebezpečných odpadů, vodných výluhů a sedimentů. Velkou výhodou těchto testů je jejich ekonomická a materiálová nenáročnost. U testů fytotoxicity se toxické účinky hodnotí podle klíčivosti semen, elongace (prodloužení) kořene a růstu klíčnicích rostlin. K testování se využívají semena hořčice bílé (*Sinapis alba*), salátu hlávkového (*Lactuca sativa*), řerichy seté (*Lepidium sativum*), kukuřice (*Zea mays*), ředkve seté (*Raphanus sativus*), pšenice (*Triticum sativum*), ječmene (*Hordeum sativum*) a celá řada dalších. Také sem patří test inhibice růstu kořene cibule bílé (*Allium cepa*). Pro hodnocení zejména přírodních, odpadních a povrchových vod se využívá jednoděložná rostlina akvatických ekosystémů okřehek menší *Lemna minor* a terestrická rostlina cibule bílá *Allium cepa* L.

2.10.1.1. Test inhibice růstu kořene hořčice bílé (*Sinapis alba*)

Testuje se vliv testované látky na růst kořene a klíčení semen hořčice bílé (*Sinapis alba*). Semena jsou kultivována v testované látce po dobu 72 hodin. Po této době je zaznamenán počet vyklíčených semen, délka jejich kořene jak v jednotlivých koncentracích, tak v kontrole. Z naměřených délek kořene se pro každou koncentraci vypočte průměrná délka kořene podle rovnice (4) a poté se určí koncentrace, která oproti kontrole způsobila 50 % inhibici tzv. 72hIC50 [68].

Vztah pro výpočet průměrné délky kořene v dané koncentraci (4):

$$(4) \quad \bar{L} = \frac{\sum L_i}{n}$$

kde

L je průměrná délka kořene v dané koncentraci v [mm];

L_i je délka i -tého kořene ve zvolené koncentraci v [mm];

n je počet semen ve zvolené koncentraci.

Podle stejného vztahu se vypočítá také průměrná délka kořene L_c v kontrole. Inhibice růstu kořene v testované koncentraci se vypočítá podle vztahu (5):

$$(5) \quad \bar{I}_i = \frac{\bar{L}_c - \bar{L}_v}{\bar{L}_c} \cdot 100$$

kde

\bar{I}_i je inhibice růstu kořene hořčice bílé v dané koncentraci v [%], je-li $\bar{I}_i < 0$ jedná se o stimulaci růstu kořene;

L_c je průměrná délka kořene hořčice bílé v kontrole v [mm];

L_v je průměrná délka kořene hořčice bílé v dané koncentraci v [mm].

Koncentrace, u kterých je zaznamenána inhibice růstu kořene, je vyjádřena v logaritmických hodnotách a vynesena na osu x . Na osu y se vynášejí hodnoty inhibice v [%]. Jednotlivé body se proloží přímkou a v průsečíku této přímky s hodnotou inhibice 50 %, je sestrojena kolmice a zjištěna koncentrace v logaritmických hodnotách, která způsobí 50 % inhibici. Odlogaritmováním této koncentrace se určí hledaná koncentrace IC50.

Pokud u testované látky je prokázána stimulace tzv. prodloužení kořene, tak se výpočet hodnoty 72hIC50 neprovádí.

Příprava ředící vody:

- Zásobní roztok č.1: 11,76 g $\text{CaCl}_2 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ (p.a.) se rozpustí a doplní do 1 l destilovanou vodou
- Zásobní roztok č.2: 4,93 g $\text{MgSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ (p.a.) se rozpustí a doplní do 1 l destilovanou vodou
- Zásobní roztok č.3: 2,59 g NaHCO_3 (p.a.) se rozpustí a doplní do 1 l destilovanou vodou
- Zásobní roztok č.4: 0,23 g KCl (p.a.) se rozpustí a doplní do 1 l destilovanou vodou

Ředící voda se připraví převedením 25 ml z každého zásobní roztoku do 1 l odměrné baňky a doplní se destilovanou vodou po rysku.

Příprava roztoků vodných výluhů: Pro úvodní test jsou použity neředěné vodné výluhy obohacené solemi ve stejném poměru jako při přípravě ředící vody.

Příprava Petriho misek pro nasazení semen: Na dno Petriho misky se vloží filtrační papír, na který se posléze nadávkuje 5 ml testovaného roztoku.

Nasazení semen do testu: Do každé Petriho misky se nasadí 30 semen a poté se zakryjí víčkem a uloží do termostatu.

Vyhodnocení testu: Výsledky testů se vyhodnotí graficky. Pro hodnocení inhibice je základním kritériem hodnota průměrné délky kořene hořčice bílé v testovaných roztocích a v kontrole. U nevyklíčených semen je délka kořene nulová. Hodnota IC_{50} se pro každé paralelní stanovení počítá zvlášť, výsledná hodnota se získá zprůměrováním uvedených výsledků. Hodnoty IC_{50} by se mezi paralelními stanoveními neměly lišit o 30 %.

2.10.1.2. Test inhibice růstu kořene cibule bílé (*Allium cepa*)

Testuje se vliv testované látky na růst kořene cibule bílé (*Allium cepa*). Výsledkem testu je hodnota 72hIC_{50} . Cibulky jsou kultivovány v jednotlivých koncentracích a kontrole po dobu 72 hodin. Poté se změří délka kořínků a vypočte se jak průměrná délka v jednotlivých koncentracích, tak i v kontrole podle vztahu (6).

Vztah pro výpočet průměrné délky kořene v dané koncentraci:

$$(6) \quad \bar{L} = \frac{\sum L_i}{n}$$

kde

L je průměrná délka kořene v dané koncentraci v [mm];

L_i je délka i -tého kořene ve zvolené koncentraci v [mm];

n je počet semen ve zvolené koncentraci.

Podle stejného vztahu se vypočítá také průměrná délka kořene L_c v kontrole. Inhibice růstu kořene v testované koncentraci se vypočítá podle vztahu (7):

$$(7) \quad \bar{I}_i = \frac{\bar{L}_c - \bar{L}_v}{\bar{L}_c} \cdot 100$$

kde

\bar{I}_i je inhibice růstu kořene cibule bíle v dané koncentraci v [%], je-li $\bar{I}_i < 0$ jedná se o stimulaci růstu kořene;

L_c je průměrná délka kořene cibule bílé v kontrole v [mm];

L_v je průměrná délka kořene cibule bílé v dané koncentraci v [mm].

Koncentrace, u kterých je zaznamenána inhibice růstu kořene, je vyjádřena v logaritmických hodnotách a vynesena na osu x . Na osu y se vynášejí hodnoty inhibice v [%]. Jednotlivé body se proloží přímkou a v průsečíku této přímky s hodnotou inhibice 50 %, je sestrojena kolmice a zjištěna koncentrace v logaritmických hodnotách, která způsobí 50 % inhibici. Odlogaritmováním hodnoty koncentrace se určí hledaná koncentrace IC50.

Pokud u testované látky je prokázána stimulace tzv. prodloužení kořene, tak se výpočet hodnoty 72hIC50 neprovádí.

Příprava ředící vody: Jako ředící voda se používá pitná voda z vodovodního kohoutku.

Příprava roztoků vodných výluhů: Pro úvodní test se používají neředěné vodné výluhy. Na základě výsledků úvodního testu je nasazen test předběžný a posléze test základní s širší škálou koncentrací.

Nasazení cibulek do testu: Nejdříve se cibulky oloupou a poté se ponechají 24 hod kultivovat ve vodovodní vodě. Po 24 hod jsou po 6 ks nasazeny na hrdlo zkumavek tak, aby byla v testovaném roztoku ponořena pouze báze cibulek. Pro každou koncentraci se nasadí 6 ks cibulek.

Vyhodnocení testu: Po 72 hodinách je u všech koncentračních řad i v kontrole zaznamenána délka kořene, ze které se poté vypočítá průměrná délka a určí koncentrace, která způsobí 50 % inhibici růstu kořene v porovnání s kontrolou tj. 72hIC50. Koncentrace v logaritmických hodnotách se vynášejí na osu x a na osu y hodnota inhibice v [%]. Poté je body proložena přímkou a průsečík této přímky s přímkou inhibice 50 % určí logaritmus koncentrace. Odlogaritmováním koncentrace a z rovnice regrese se získá hodnota hledané koncentrace, která způsobí 50 % inhibici tzv. IC50 [69].

2.10.1.3. Test inhibice růstu okřehku menšího (*Lemna minor*)

Jde o vodní rostliny, které se vyskytují volně plovoucí na hladině. Jsou to jednoleté, jednoděložné rostliny s jednopohlavnými květy. Lodyha má „stélkovitý tvar“, „stélka“ je drobná, široce vejčitá, podlouhlá, někdy vypouklá. Na každou „stélku“ připadá jen 1 kořen. Tato rostlinka je známá pod lidovým názvem žabinec.



Obr. č. 3: Okřehek menší (*Lemna minor*)

Testy na okřehku menším jsou využívány k hodnocení toxicity suspenzí a roztoků, také k testování odpadních a povrchových vod. Tyto testy jsou standardizovány dle normy ČSN EN ISO 20079 Jakost od – stanovení toxických účinků složek vody a odpadní vody na okřehky (*Lemna minor*) – Zkouška inhibice růstu kořene okřehku a dle organizace OECD jako Guidelines for The Testing of Chemicals, No. 221. *Lemna sp.* Growth Inhibition Test. Rostliny okřehku menšího jsou inkubovány po dobu 7 dní při laboratorní teplotě ($24 \pm 2^\circ\text{C}$) v různých koncentracích testované látky, která je rozpuštěná ve standardně připraveném živném roztoku označovaném jako Steinbergovo médium (SM), při osvětlení 6 500 až 10 000 lux. Do každé koncentrace i kontroly se nasadí 9 - 12 lístků, přičemž počet lístků musí být pro každou testovanou koncentraci stejný. Po 7 dnech se zaznamená počet lístků a určí se biomasa. Cílem testu je zjištění hodnoty 168hIC_{50} . Účinek testované látky se vyhodnotí na základě hodnot z rychlosti růstu a hmotnosti konečné biomasy. Pokud testovaná látka nevykazuje inhibici, tak se hodnota IC_{50} nestanovuje [64].

Test je považován za platný pokud dojde k osminásobnému vzrůstu počtu lístků a pH v kontrolním vzorku se nezmění více než o 1,5.

Vztah pro výpočet růstové rychlosti (8):

$$(8) \quad \mu = \frac{\ln N_n - \ln N_o}{t_n}$$

kde

μ je růstová rychlost okřehku menšího;

N_n je počet lístků na začátku testu;

N_o je počet lístků na konci testu;

t_n doba trvání testu v [hod].

Z vypočítaných hodnot růstové rychlosti pro každou jednotlivou koncentraci zvlášť i kontrolu se vypočítá inhibice, popř. stimulace I_μ v [%] podle rovnice (9):

$$(9) \quad I_\mu = \frac{\mu_c - \mu_i}{\mu_c} \cdot 100$$

kde

I_μ je inhibice okřehku menšího pro danou koncentraci, je-li $I_\mu < 0$, jedná se o stimulaci;

μ_c je růstová rychlost v kontrole;

μ_i je růstová rychlost v dané koncentraci.

Množství biomasy jak v kontrole, tak v jednotlivých koncentracích se určuje vážením a dosazením do vztahu (10) se získá hodnota inhibice růstu:

$$(10) \quad I_B = \frac{B_c - B_i}{B_c} \cdot 100$$

kde

I_B je procento redukce biomasy okřehku menšího;

B_c je konečná biomasa v kontrole;

B_i je konečná biomasa v testované koncentraci.

Příprava ředící vody: Zásobní roztoky z makro a mikro složek se připraví rozpuštěním jednotlivých solí v destilované vodě. Navážky makro a mikroložek potřebné pro přípravu zásobních roztoků jsou uvedeny v *tabulce 17*.

Tabulka 17: Zásobní roztoky makro a mikroložek pro přípravu SM

Roztok	Makrosložky (g.l ⁻¹)		Roztok	Mikrosložky (mg.l ⁻¹)	
I.	KNO ₃	17,5	IV.	H ₃ BO ₃	120
I.	KH ₂ PO ₄	4,5	V.	ZnSO ₄ .7H ₂ O	180
I.	K ₂ HPO ₄	0,63	VI.	Na ₂ MoO ₄ .2H ₂ O	44
II.	MgSO ₄ .6H ₂ O	5,0	VII.	MnCl ₂ .4H ₂ O	180
III.	Ca(NO ₃).6H ₂ O	14,75	VIII.	FeCl ₃ .6H ₂ O	760
			VIII.	EDTA	1500

Navážky solí se kvantitativně převedou do 1 l odměrných baněk a doplní po rysku destilovanou vodou. Na přípravu SM se z roztoků č.1, 2, 3 odpipetuje 20 ml do 1 l odměrné baňky a 1 ml z roztoků č. 4, 5, 6, 7 a 8, poté se odměrná baňka doplní destilovanou vodou po rysku. Dále musí být zkontrolováno pH Steinbergova média, které má být 6,5±0,2.

Příprava roztoků vodných výluhů: Pro úvodní test jsou použity neředěné vodné výluhy obohacené výše uvedenými solemi ve stejném poměru jako při přípravě SM. Na základě úvodního testu je nasazen test předběžný a poté test základní s širší škálou koncentrací.

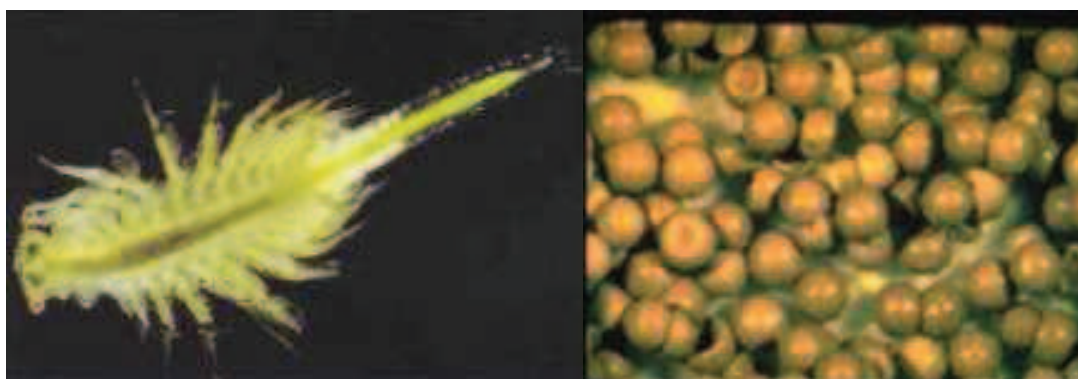
Nasazení lístků do testu: Do kelímků o objemu 250 ml se odměří 150 ml testovaného roztoku. Pro každou koncentraci testovaného vzorku je ve dvou paralelních stanoveních nasazeno 9 – 12 ks lístků okřehku menšího. Tyto kelímky jsou umístěny po dobu 168 hodin do akvária. Test probíhá za kontinuálního osvětlení o intenzitě min. 6000 lux.

Vyhodnocení testu: Během doby testování jsou lístky okřehku menšího sledovány a je zaznamenáván stav jejich lístků. Na základě růstové rychlosti a množství biomasy se provede vyhodnocení testu a výpočet hodnot 168hIC₅₀. K získání této hodnoty je potřeba nejméně 5 koncentrací, u kterých došlo k inhibici růstu, které jsou následně vyjádřeny v logaritmických hodnotách a vyneseny na osu x . Hodnoty I_μ a I_B jsou vyneseny na osu y a těmito body se proloží přímka. V průsečíku této přímky s přímkou inhibice 50 % se spustí kolmice, a z osy x se odečte logaritmus koncentrace testované látky. Odlogaritmováním koncentrace a z rovnice regrese se vypočítá hledaná koncentrace 168hIC₅₀ [64].

2.10.2. Test akutní toxicity na žábřonožce slaniskové (*Artemia salina*)

Mimo klasické testy ekotoxicity se využívají i testy na jiných organismech. Jedním z takových organismů je i žábřonožka slanisková (*Artemia salina*). Patří do podtřídy lupenonožců, *Phyllopoda*. Jejich tělo je vždy bez schránky, protáhlé a měkké, složené z více článků. Dorůstají do velikosti kolem 12 – 18 mm. Vajíčka žábřonožky jsou sbírána ve Velkém solném jezeře v Utahu. Jsou transportovány a uchovávány v konzervách. Slouží jako potrava pro akvarijní ryby. Jedná se sice o organismy žijící ve slaných vodách, ale žijí pouze v jezerech (ve stojatých vodách), nikoliv v mořích. Výhodou tohoto testu je jejich nenáročnost líhnutí a testy jsou nasazeny bezprostředně po jejich vylíhnutí.

Líhnutí se provádí převedením vajíček z konzervy do slané vody, jejíž salinita je kolem 3 %. Tato voda je po celou dobu líhnutí aerována při teplotě 25 – 29 °C. K vylíhnutí dochází již po 18 hodinách. Pro testování jsou využíváni čerstvě vylíhnutí jedinci tzv. nauplia viz. *obrázek 4*, která se převedou do Petriho misek s testovanými koncentracemi. Po dobu testování se již neprovzdušňuje a žábřonožky se nekrmí. Takto připravená koncentrační řada s testovacími jedinci je umístěna do inkubátoru a po 24 a 48 hodinách se stanoví hodnoty 24hLC50 a 48hLC50. Spolu s testem je nasazena i kontrola s živným médiem [70].



Obr. č. 4: Vylíhlé nauplium *Artemie* a její vajíčka

Příprava ředící vody: Navážením níže uvedených chemických látek se připraví ředící voda, která slouží k ředění vodných výluhů.

• krystalické soli:	NaCl	23,9600 g
	MgSO ₄ ·7H ₂ O	10,3460 g
• zásobní roztok č.1:	MgCl ₂ ·6H ₂ O	6,5000 g
	NaBr	1,0290 g
	KCl	0,5960 g
• zásobní roztok č.2:	CaCl ₂	0,2998 g
	NaHCO ₃	0,2010 g
	SrCl ₂ ·6H ₂ O	0,0027 g
	H ₃ BO ₃	0,0006 g
	NaF	0,0042 g

Tyto chemikálie jsou převedeny kvantitativně do 1 l odměrné baňky a doplněny destilovanou vodou po rysku.

Příprava roztoků vodných výluhů: V úvodním testu jsou testovány neředěné vodné výluhy obohacené solemi. Na základě výsledků z úvodního testu je nasazen test předběžný a poté test základní s širší koncentrační řadou testovaného vzorku.

Inkubace *Artemia salina*: Líhnutí žábřonožek probíhá ve slané vodě (3 %) při laboratorní teplotě 21 °C za kontinuálního provzdušňování v ředící vodě po dobu 72 hodin.

Nasazení testu: Do každé řady šachet testovací desky se napipetuje 2 ml testovaného roztoku podle vzrůstající koncentrace. Současně se nasadí i kontrola. Poté je 50 jedinců mikropipetou přeneseno do rozplavovací šachty, odkud jsou po 10 jedincích přenášeny do jednotlivých šachet. Provádí se 4 paralelní stanovení v jedné koncentrační řadě. Naplněné testovací destičky se zakryjí parafilmovou fólií, poté víčkem a umístí se po dobu 24 a 48 hodin do inkubátoru s konstantním osvětlením při teplotě 22 až 25 °C.

Vyhodnocení testu: Po 24 a 48 hodinách se zaznamená množství uhynulých organismů v jednotlivých šachtách a vypočítá se hodnota procentuální mortality. Na osu x se vynese logaritmus koncentrace a na osy y procento mortality. Body se proloží přímkou a v průsečíku hodnoty 50 % mortality se spustí kolmice a určí se logaritmus koncentrace. Odlogaritmováním koncentrace a z rovnice regrese se vypočte hodnota 24hLC50 a 48hLC50 [70].

2.10.3. Akutní imobilizační test na perloočkách (*Daphnia magna*)

Perloočka jsou vystavena po dobu 48 hodin účinkům různých koncentrací testovaného roztoku, současně je nasazena i kontrola. V intervalu 24 hodin se zaznamená stav uhynulých organismů v testovaných vzorcích a kontrole. Ze získaných hodnot se zjistí hodnota efektivní koncentrace EC50 v časovém úseku 24 a 48 hodin (24hEC50 a 48hEC50).

Příprava ředící vody: Podle Standardního operačního postupu pro Daphtoxkit FTM se připraví ředící voda. Do 2 l odměrné baňky se přidá obsah 4 lahviček, které obsahují roztoky solí – NaHCO₃, CaCl₂, MgSO₄ a KCl a poté je odměrná baňka doplněna po rysku destilovanou vodou. Takto připravená ředící voda se uchovává v lednici a před použitím se 15 minut provzdušňuje.

Příprava roztoků vodných výluhů: V úvodním testu jsou testované neředěné vodné výluhy obohacené solemi, které jsou uvedeny výše. Na základě výsledků úvodního testu je nasazen test předběžný a poté test základní s širší koncentrační řadou testovaného roztoku.

Inkubace *Daphnia magna*: Líhnutí hrotnatek velkých probíhá při laboratorní teplotě 21 °C za osvětlení 6000 lux v 15 ml ředící vody po dobu 72 hodin. Po vylíhnutí jsou nauplia nakrmena řasou *Spirulina microalgae* cca 2 hodiny před nasazením testu.

Nasazení testu: Do každé šachty se napipetuje 10 ml testovaného roztoku podle vzrůstající koncentrace. Současně se nasadí i kontrola.

Poté je 25 jedinců mikropipetou přeneseno do rozplavovací šachty, odkud jsou po 5 jedincích přenášeni do jednotlivých šachet. Pro jednu koncentrační řadu se provedou 4 paralelní stanovení. Naplněné testovací destičky se zakryjí parafilmovou fólií, poté víčkem a umístí se po dobu 48 hodin do temného inkubátoru při teplotě 22 °C.



Obr. č. 5: *Daphnia magna*

Vyhodnocení testu: Po 24 a 48 hodinách je spočítáno množství uhynulých a imobilizovaných organismů v jednotlivých šachtách a z těchto hodnot se vypočítá procentuální mortalita. Na osu x se vynese logaritmus koncentrace a na osy y procento mortality. Body se proloží přímkou a v průsečíku hodnoty 50 % mortality se spustí kolmice a určí se hodnota logaritmu koncentrace. Odlogaritmováním koncentrace a z rovnice regrese se vypočte hodnota 24hEC50 a 48hEC50 [71].

2.10.4. ThamnotoxkitTM

Je to 24 hodinový test založený na mortalitě zkušebních organismů. Z výsledků mortality se vypočítá hodnota 24hLC50.

Tento test se provádí na testovacích destičkách ze sady Thamnotoxkit FTM. K testování se využívá sladkovodní korýš *Thamnocephalus platyurus*.

Příprava ředící vody: Podle Standardního operačního postupu pro Thamnotoxkit FTM se připraví ředící voda. Do 1 l odměrné baňky je přidán obsah 4 lahviček, které obsahují roztoky solí – NaHCO₃, CaSO₄, MgSO₄ a KCl. Nakonec je odměrná baňka doplněna po rysku destilovanou vodou. Takto připravená ředící voda se uchovává v lednici a před samotným testováním je po dobu 15 minut provzdušňována.

Příprava roztoků vodných výluhů: V úvodním testu jsou testované neředěné vodné výluhy obohacené solemi, které jsou uvedeny výše. Na základě výsledků úvodního testu je nasazen test předběžný a poté test základní s širší škálou koncentrací testovaného roztoku.

Inkubace cyst *Thamnocephalus platyurus*: Líhnutí cyst *Thamnocephalus platyurus* probíhá při laboratorní teplotě 21 °C za osvětlení 3000 až 4000 lux v 10 ml zředěné ředící vody v poměru 1:8 (ředící voda: destilovaná voda) po dobu 24 hodin. Před inkubací je 1 ml takto zředěné ředící vody napipetován do zkumavky s cystami, která je následně protřepávána po dobu 30 minut. Poté je obsah zkumavky převeden do plastových Petriho misek, doplněn zředěnou ředící vodou na objem 20 ml a ponechán ve světlém inkubátoru.

Nasazení testu: Do každé šachty je napipetováno 1 ml testovaného roztoku podle vzrůstající koncentrace. Současně se nasadí i kontrola. Poté je 50 jedinců mikropipetou přeneseno do rozplavovací šachty, odkud jsou po 10 jedincích přenášeni do jednotlivých šachet. Vždy se provedou 4 paralelní stanovení v jedné koncentrační řadě. Naplněné testovací destičky se zakryjí parafilmovou fólií, poté víčkem a dále jsou umístěny po dobu 24 hodin do inkubátoru v temnu při teplotě 25 °C.



Obr. č. 6: *Thamnocephalus platyurus*

Vyhodnocení testu: Po 24 hodinách se spočítá množství uhynulých organismů v jednotlivých šachtách a vypočítá se mortalita v %. Na osu x se vynese logaritmus koncentrace a na osy y procento mortality. Body se proloží přímkou a v průsečíku hodnoty 50 % mortality se spustí kolmice a určí se hodnota logaritmu koncentrace. Odlogaritmováním koncentrace a z rovnice regrese se vypočítá hodnota 24hLC50 [72].

3. EXPERIMENTÁLNÍ ČÁST

V této práci bylo hodnoceno 6 vzorků, které pocházely z různých míst města Brna, z nichž dva byly odebrány ze stejného požáru. Jejich bližší charakteristika je uvedena v *tabulce 18*. Jelikož je možné pohlížet na zbytky materiálů z požářišť jako na odpad, byly případné negativní dopady na životní prostředí testovány způsobem, který je v souladu s legislativou ČR, a to na vodných výluzích těchto vzorků. Vzorky půd byly odebrány osobami hasičského záchranného sboru.

Tabulka 18: Přehled vzorků, místo požáru a jejich charakteristika

OZNAČENÍ VZORKU	MÍSTO POŽÁRU	CHARAKTERISTIKA POŽÁRU
I	ul. Nad Pisárkami, Brno	požár nepovolené skládky odpadu
II	ul. Havránkova, Brno	požár dřevěné zahradní budovy
III	ul. Žižkova, Brno	požár budovy
IV	ul. Olomoucká	vietnamská tržnice, Brno, silnice
V	ul. Olomoucká	vietnamská tržnice, Brno, půda
VI	ul. Vinohrady – Staré Brno	požár zahradní chaty

3.1. Použité zařízení a přístroje

K přípravě vodných výluhů bylo použito:

- laboratorní sklo;
- váhy SCALTER SPB 31;
- sušárna značky Binder;
- třepačka značky Heildolph REAX 20;
- pH metr typu Stirrer type OP – 951;
- konduktometr WTW series inoLab, cond 720;
- laboratorní teploměr;
- inkubátor značky NUVE Cooled Incubator ES 110 – inkubace bez osvětlení.

3.2. Odběr vzorků

Odběr vzorků z jednotlivých požářišť byly odebrány řádně proškolenými pracovníky hasičského záchranného sboru v souladu s platnými normami a legislativou. Odebírána byla kontaminovaná půda a pouze v jednom případě, u vzorku č. 4, byl vzorek odebrán z asfaltové silnice. Proto také tento vzorek obsahoval značný podíl hasebního prostředku. Vzorky půd byly odebrány do mikrotenových sáčků, pevně svázané a následně byly uskladněny v lednici.

3.2.1. Test na hořčici bílé (*Sinapis alba*)

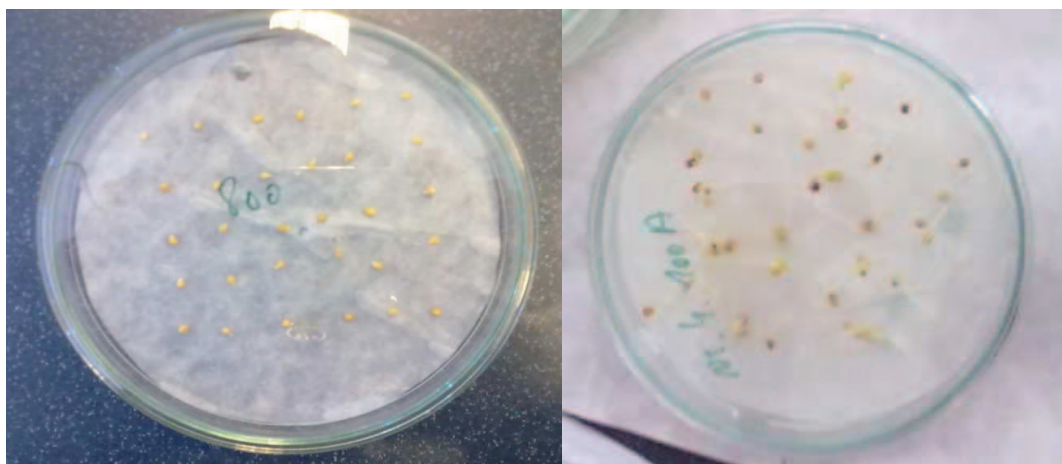
Metodika postupu stanovení inhibice růstu kořene na *Sinapis alba* je podrobně popsán v kapitole 2.10.1.1. této diplomové práce.

Do každé koncentrace bylo nasazeno 30 semen hořčice bílé. Velikost semen se pohybovala kolem 1,5 až 2 mm. Do testu byly vybírány pouze žluté, stejně velké semena [68].

Příprava ředící vody: Nejprve byly připraveny 4 zásobní roztoky, které slouží k přípravě ředící vody, tak jak je to popsáno v kapitole 2.10.1.1. této diplomové práce. Ve stejném poměru jako při přípravě ředící vody byl obohacen samotný vodný výluh, aby došlo k vyloučení inhibice růstu, díky nedostatku živin. Odpipetováním 25 ml z každého zásobního roztoku, byl připraven 1 l ředící vody. Ředící voda slouží k ředění vodného výluhu [64].

Příprava roztoků vodných výluhů: Pro úvodní test byly použity neředěné vodné výluhy, které byly obohaceny solemi ve stejném poměru jako u přípravy ředící vody. U předběžného testu byla nasazena koncentrační řada vodných výluhů 250, 500 a 1000 ml/l. Na základě výsledků z předběžného testu byla nasazena koncentrační řada základního testu s širší koncentrační řadou.

Nasazení semen do testu: Nejdříve byl na dno Petriho misky vložen filtrační papír o průměru 140 mm a na něj bylo odpipetováno 5 ml testovaného roztoku. Do takto připravené Petriho misky byly nasazeny po 5 řadách a 6 sloupcích, 30 semen, přibližně stejně velkých a sytě žlutých. Misky byly zakryty víčkem a umístěny do temného inkubátoru s teplotou (20 ± 5) po dobu 72 hodin. Současně byla nasazena i kontrola.



Obr.č. 7: Nasazená semena hořčice bílé *Sinapis alba*

Vyhodnocení testu: Po 72 hodinách byla u všech koncentračních řad i v kontrole zaznamenána délka kořene, ze které se poté vypočítala průměrná délka a určila se koncentrace, která způsobila 50 % inhibici růstu kořene v porovnání s kontrolou tj. 72hIC₅₀. Koncentrace v logaritmických hodnotách byly vyneseny na osu *x* a na osu *y* byla vynesena hodnota inhibice v [%].

Body byla proložena přímka a průsečík této přímky s přímkou inhibice 50 %, určil hodnotu logaritmu koncentrace. Odlogaritmováním této koncentrace a z výpočtu rovnice regrese byla získána hodnota hledané koncentrace, která způsobí 50 % inhibici tzv. IC50 [64].

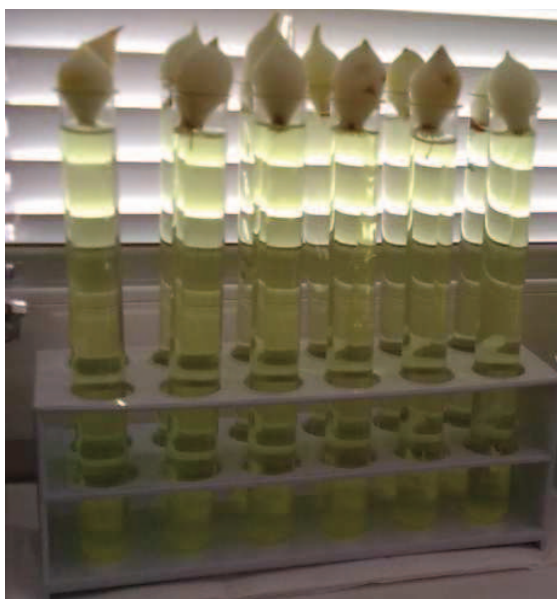
3.2.2. Test na cibuli bílé (*Allium cepa*)

Podrobná metodika testu inhibice růstu kořene *Allium cepa* je popsána v kapitole 2.10.1.2. této diplomové práce.

Příprava ředící vody: Jako ředící voda byla použita pitná voda z vodovodního kohoutku.

Příprava roztoků vodných výluhů: Pro úvodní test byly použity neředěné vodné výluhy. U předběžného testu byla nasazena koncentrační řada vodných výluhů 100, 200, 400, 600, 800 a 1000 ml/l. Na základě výsledků z předběžného testu byla nasazena koncentrační řada základního testu.

Nasazení cibulek do testu: Cibulky, které byly nasazeny do testu, byly nejdříve oloupany, poté byly kultivovány po dobu 24 hodin ve vodovodní vodě. Pro každou testovanou koncentraci bylo nasazeno 6 cibulek do testovacích zkumavek. Zkumavky byly umístěny na světlo v laboratoři a byly inkubovány po dobu 72 hodin při laboratorní teplotě 22°C. Současně byla nasazena i kontrola.



Obr. č. 8: *Allium cepa* – sada nasazených zkumavek

Vyhodnocení testu: Po 72 hodinách byla u všech koncentračních řad i v kontrole zaznamenána délka kořene, ze které se poté vypočítala průměrná délka a určila se koncentrace, která způsobila 50 % inhibici růstu kořene v porovnání s kontrolou tj. 72hIC50. Koncentrace v logaritmických hodnotách byly vyneseny na osu x a na osu y byla vynesena hodnota inhibice v [%].

Body byla proložena přímkou a průsečík této přímky s přímkou inhibice 50 %, určil hodnotu logaritmické koncentrace. Odlogaritmováním této koncentrace a z rovnice regrese byla vypočtena hodnota hledané koncentrace, která způsobí 50 % inhibici tzv. IC50 [69].

3.2.3. Test na okřehku menším (*Lemna minor*)

Podrobná metodika testu inhibice růstu *Lemna minor* je popsána v kapitole 2.10.1.3. této diplomové práce.

Příprava ředící vody: Nejprve byly připraveny zásobní roztoky makro a mikroložek, které sloužily pro přípravu modifikovaného Steinbergova média. Makrosložky jsou zastoupeny v zásobních roztocích č. 1, 2 a 3, mikroložky v roztocích č. 4 až 8 viz. *tabulka 17*. Jednotlivé látky byly kvantitativně převedeny do 1 l odměrných baněk a doplněny po rysku destilovanou vodou. Na přípravu SM bylo z roztoků č.1, 2, 3 odpipetováno 20 ml do 1 l odměrné baňky a 1 ml z roztoků č.4, 5, 6, 7 a 8, poté byla odměrná baňka doplněna destilovanou vodou po rysku. Dále bylo zkontrolováno pH SM, které bylo $6,5 \pm 0,2$.

Příprava roztoků vodných výluhů: Pro úvodní test byly použity neředěné vodné výluhy obohacené SM. U předběžného testu byla nasazena koncentrační řada vodných výluhů 250, 500 a 1000 ml/l. Na základě výsledků z předběžného testu byla nasazena koncentrační řada základního testu.

Nasazení lístků okřehku menšího do testu: Do plastových kelímků bylo pro každou koncentraci nasazeno 9 lístků okřehku menšího. Kelímky byly po dobu 7 dní umístěny pod zářivku s kontinuálním osvětlením 6 000 lux při teplotě 24 °C. Současně byla nasazena i kontrola.

Vyhodnocení testu: Během doby testování byly lístky okřehku menšího sledovány a byl zaznamenán stav lístků. Podle růstové rychlosti a množství biomasy bylo provedeno vyhodnocení 168hIC50. K získání této hodnoty bylo potřeba nejméně 5 koncentrací, u kterých došlo k inhibici růstu, které byly následně vyjádřeny v logaritmických hodnotách a byly vyneseny na osu x . Hodnoty I_μ a I_B byly vyneseny na osu y a těmito body byla proložena přímkou. V průsečíku této přímky s přímkou inhibice 50 % se spustila kolmice, a z osy x byla odečtena logaritmická hodnota koncentrace testované látky. Odlogaritmováním této hodnoty byla vypočtena hledaná koncentrace 168hIC50 [64].

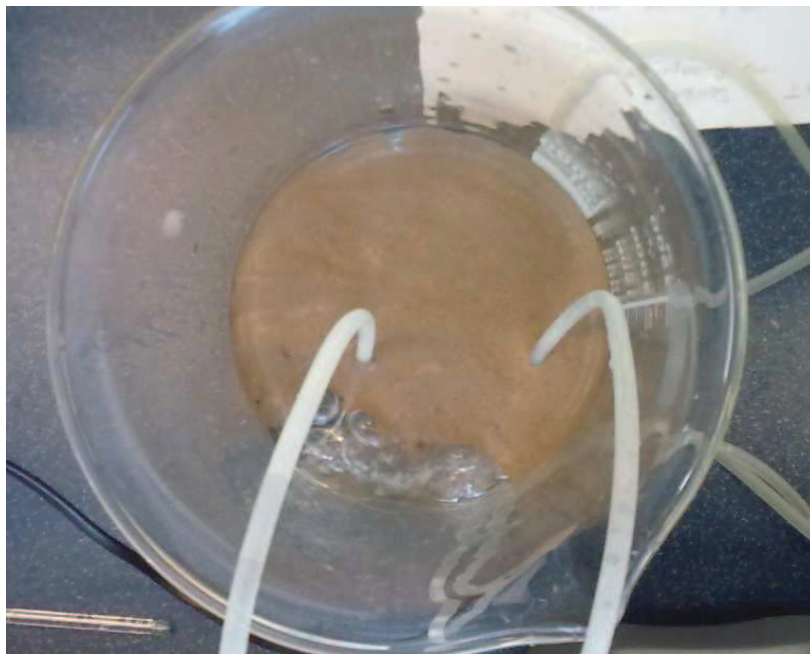
3.2.4. Test na žábřonožce slaniskové (*Artemia salina*)

Podrobná metodika testu akutní toxicity na *Artemia salina* je popsána v kapitole 2.10.2. této diplomové práce. Tento test byl proveden na testovacích destičkách ze sady Thamnoxkit FTM.

Příprava ředící vody: Nejdříve byla připravena ředící voda dle metodiky popsané v kapitole 2.10.2. této diplomové práce. Roztoky solí byly převedeny kvantitativně do 1 l odměrné baňky a doplněny destilovanou vodou po rysku.

Příprava roztoků vodných výluhů: V úvodním testu byly testované neředěné vodné výluhy obohacené solemi. K předběžnému testu byla vytvořena koncentrační řada: 250, 500 a 1000 ml/l. Koncentrační řada vodného výluhu základního testu byla zvolena na základě výsledku z předběžného testu.

Inkubace *Artemia salina*: Líhnutí žábřonožek probíhalo při laboratorní teplotě 21 °C za kontinuálního provzdušňování v ředící vodě po dobu 72 hodin viz. *obrázek 9*.



Obr. č. 9: Aerace Artemia salina

Nasazení testu: Nejprve bylo do každé šachty napipetováno 2 ml testovaného roztoku podle vzrůstající koncentrace. Poté bylo 50 jedinců mikropipetou přeneseno do rozplavovací šachty dané koncentrační řady, odkud byli po 10 jedincích přenášeni do jednotlivých šachet. Koncentrační řada testovaného výluhu byla nasazena ve čtyřech paralelních stanoveních. Naplněné testovací destičky byly zakryty nejprve parafilmovou fólií, pak víčkem a poté byly umístěny po dobu 24 hodin do inkubátoru s konstantním osvětlením při teplotě 22 až 25 °C.

Vyhodnocení testu: Po 24 a 48 hodinách bylo spočítáno množství uhynulých organismů v jednotlivých šachtách a byla vypočítána mortalita. Na osu x byla vynesena hodnota logaritmu koncentrace a na osy y procento mortality. Body byly proloženy přímkou a v průsečíku hodnoty 50 % mortality byla spuštěna kolmice a byla určena hodnota logaritmu koncentrace. Odlogaritmováním koncentrace a za pomoci rovnice regrese byla vypočtena hodnota 24hLC50 a 48hLC50 [69].

3.2.5. Test na hrotnatce velké (*Daphnia magna*)

Podrobná metodika testu akutní imobilizační test na *Daphnia magna* je popsána v kapitole 2.10.3. této diplomové práce. Tento test byl proveden na testovacích destičkách ze sady Daphtoxkit FTM.

Příprava ředící vody: Podle Standardního operačního postupu pro Daphtoxkit FTM byla připravena ředící voda. Odměrná baňka o objemu 2 l byla naplněna 1 l destilované vody a poté byl k obsahu odměrné baňky přidán obsah 4 lahvíček, které obsahovaly roztoky solí – NaHCO₃, CaCl₂, MgSO₄ a KCl. Nakonec byla odměrná baňka doplněna po rysku destilovanou vodou. Takto připravená ředící voda byla uchovávána v lednici a před použitím byla provzdušněna po dobu 15 minut.

Příprava roztoků vodných výluhů: V úvodním testu byly testované neředěné vodné výluhy obohacené výše uvedenými solemi. V předběžném testu byla vytvořena koncentrační řada: 250, 500 a 1000 ml/l. Koncentrační řada vodného výluhu byla zvolena na základě výsledku z předběžného testu.

Inkubace *Daphnia magna*: Líhnutí hrotnatek velkých probíhalo při laboratorní teplotě 21 °C za osvětlení 6000 lux v 15 ml ředící vody po dobu 72 hodin. Po vylíhnutí byla nauplia nakrmena řasou *Spirulina microalgae* cca 2 hodiny před nasazením testu.

Nasazení testu: Nejprve bylo do každé šachty napipetováno 10 ml testovaného roztoku podle vzrůstající koncentrace. Současně byla nasazena i kontrola s ředící vodou. Poté bylo 25 jedinců mikropipetou přeneseno do rozplavovací šachty, odkud byli po 5 jedincích přenášeni do jednotlivých šachet. Koncentrační řada testovaného vodného výluhu byla nasazena ve čtyřech paralelních stanoveních. Naplněné testovací destičky byly nejprve zakryty parafilmovou fólií, poté víčkem a byly umístěny po dobu 48 hodin v temnu do inkubátoru při teplotě 22 °C.

Vyhodnocení testu: Po 24 a 48 hodinách bylo spočítáno množství uhynulých a imobilizovaných organismů v jednotlivých šachtách a byla vypočtena hodnota mortality v %. Na osu *x* byl vynesena logaritmus koncentrace a na osy *y* procento mortality. Body byly proloženy přímkou a v průsečíku hodnoty 50 % mortality, byla spuštěna kolmice a zjištěna hodnota logaritmu koncentrace. Odlogaritmováním koncentrace a z rovnice regresní přímky, byla vypočtena hodnota 24hEC₅₀ a 48hEC₅₀ [71].

3.2.6. Test na *Thamnocephalus platyurus*

Podrobná metodika testu je popsána v kapitole Thamnotoxkit FTM 2.10.4. této diplomové práce. Tento test byl proveden na testovacích destičkách ze sady Thamnotoxkit FTM.

Příprava ředící vody: Podle Standardního operačního postupu pro Thamnotoxkit FTM byla připravena ředící voda. Do odměrné baňky o objemu 1 l byl přidán obsah 4 lahvíček, které obsahovaly roztoky solí – NaHCO₃, CaSO₄, MgSO₄ a KCl. Nakonec byla odměrná baňka doplněna po rysku destilovanou vodou.

Takto připravená ředící voda byla uchovávána v ledničce a před testováním byla provzdušněna po dobu 15 minut.

Příprava roztoků vodných výluhů: V úvodním testu byly testované neředěné vodné výluhy obohacené solemi, které jsou uvedeny výše. K předběžnému testu byla vytvořena koncentrační řada: 250, 500 a 1000 ml/l. Koncentrační řada vodného výluhu základního testu byla zvolena na základě výsledku z předběžného testu.

Inkubace cyst *Thamnocephalus platyurus*: Líhnutí cyst *Thamnocephalus platyurus* probíhalo při laboratorní teplotě 21 °C za osvětlení 3000 až 4000 lux v 10 ml zředěné ředící vody v poměru 1:8 (ředící voda: destilovaná voda) po dobu 24 hodin. Před inkubací byl 1ml takto zředěné ředící vody napipetován do zkumavky s cystami a poté byla zkumavka protřepávána po dobu 30 minut.

Nasazení testu: Nejprve bylo do každé šachty napipetováno 1 ml testovaného roztoku podle vzrůstající koncentrace. Současně byla nasazena i kontrola. Poté bylo 50 jedinců mikropipetou přeneseno do rozplavovací šachty, odkud byli po 10 jedincích přenášeni do jednotlivých šachet. Vždy se provedly 4 paralelní stanovení v jedné koncentrační řadě. Naplněné testovací destičky byly zakryty parafilmovou fólií, poté víčkem a byly umístěny po dobu 24 hodin do inkubátoru v temnu při teplotě 25 °C.

Vyhodnocení testu: Po 24 hodinách bylo spočítáno množství uhynulých organismů v jednotlivých šachtách a byla vypočtena hodnota mortality v %. Na osu x byl vynesena logaritmus koncentrace a na osy y procento mortality. Body byly proloženy přímkou a v průsečíku hodnoty 50 % mortality, byla spuštěna kolmice a zjištěna hodnota logaritmu koncentrace. Odlogaritmováním koncentrace a z rovnice regresní přímky byla vypočtena hodnota 24hLC50 [72].

4. VÝSLEDKY

Výsledky testů na organismech byly shrnuty do přehledných tabulek a grafů.

4.1. Charakteristika vodných výluhů

V *tabulce 19* jsou uvedeny vypočtené hodnoty základních veličin pro přípravu vodného výluhu, podíl sušiny *DR*, hmotnost analytického vzorku *M* a množství destilované vody *LM*, které bylo potřeba pro přípravu 1 litru vodného výluhu.

Tabulka 19: Základní veličiny nutné pro přípravu 1 l vodného výluhu

Označení vzorku	Podíl sušiny	Hmotnost analytického vzorku obsahujícího 0,100 kg sušiny	Množství potřebné vody
	DR	M	LA
	%	g	ml
I	99,05	100,96	999
II	88,64	112,82	987
III	89,22	112,08	988
IV	95,37	104,85	995
V	96,66	103,46	996
VI	78,00	128,21	971

U každého vodného výluhu byly změřeny tzv. základní charakteristiky, ke kterým patří: Celkový objem, konduktivita, pH a teplota výluhu. Tyto hodnoty jsou uvedeny v *tabulce 20*.

Tabulka 20: Základní charakteristiky vodného výluhu

Označení vzorku	Celkový objem V_E [ml]	Konduktivita	pH	Teplota	Charakteristika
		[$\mu\text{S/cm}$]	-	[$^{\circ}\text{C}$]	-
I	960	326	6,45	24,2	nahnědlý, zápach zeminy
II	999	255	6,41	24,6	nahnědlý, zápach zeminy
III	930	135	7,26	23,4	nahnědlý, zápach zeminy
IV	999	27000	6,52	25,0	žlutý, bez zápachu
V	987	1120	6,39	24,5	bezbarvý, bez zápachu
VI	988	200	6,40	24,6	nahnědlý, zápach zeminy

4.2. Souhrn výsledků testů inhibice růstu kořene hořčice bílé (*Sinapis alba*)

Tento test byl proveden podle postupu uvedeného v kapitole 2.10.1.1. a 3.2.1. této diplomové práce.

- **Úvodní test** – Tento test byl proveden s neřaděnými vodnými výluhy obohacenými solemi a s ředící vodou, která byla použita jako kontrola. Byla vždy nasazena dvě paralelní stanovení. Výsledky úvodního testu jsou uvedeny v *tabulce 21*.

Tabulka 21: Souhrn výsledků úvodního testu na *Sinapis alba*

Označení vzorku	Koncentrace	Délka kořene			Inhibice	Zhodnocení
		L ₁	L ₂	L ₀	I	
	ml/l	mm	mm	mm	%	
kontrola	0	54,60	52,62	53,61	-	-
I	1000	44,23	49,50	45,99	14,22	inhibice
kontrola	0	12,5	13,52	13,01	-	-
II	1000	15,43	14,06	14,75	- 13,37	stimulace
kontrola	0	36,86	41,83	39,35	-	-
III	1000	43,90	35,03	39,47	- 0,30	stimulace
kontrola	0	11,60	13,60	12,60	-	-
IV	1000	0	0	0	100	inhibice
kontrola	0	25,65	27,65	26,65	-	-
V	1000	22,50	20,50	21,50	19,32	inhibice
kontrola	0	34,27	32,20	33,23	-	-
VI	1000	51,40	46,00	48,70	- 46,55	stimulace

Z výsledků úvodního testu je zřejmé, že **vzorek č. II, III a VI** vykazoval stimulaci a u vzorku č. I, IV a V došlo k inhibici.

- **Ověřovací test** – Na základě úvodního testu byl nasazen ověřovací test na vzorcích č. II, III a IV. Tento test byl proveden ve dvou paralelních stanoveních. Testován byl pouze obohacený vodný výluh a kontrola (samotná ředící voda). Výsledky ověřovacího testu jsou uvedeny v *tabulce 22*.

Tabulka 22: Souhrn výsledků ověřovacího testu na *Sinapis alba*

Označení vzorku	Koncentrace	Délka kořene			Inhibice	Zhodnocení
		L ₁	L ₂	L ₀	I	
	ml/l	mm	mm	mm	%	
kontrola	0	36,86	41,83	39,35	-	-
II	1000	40,86	44,40	42,63	- 8,34	stimulace
kontrola	0	36,86	41,83	39,35	-	-
III	1000	37,88	42,66	40,27	- 2,34	stimulace
kontrola	0	34,27	32,20	33,23	-	-
VI	1000	45,77	44,97	45,37	- 36,53	stimulace

Ověřovací test opět potvrdil, že u těchto vzorků dochází ke stimulaci. Podle vyhlášky 376/2001 Sb. nevykazují dané vzorky nebezpečnou vlastnost H14 Ekotoxická.

- **Předběžný test** – Na základě úvodního testu byl proveden test předběžný na vzorcích č. I, IV a V s vodnými výluhy o koncentraci 250, 500 a 1000 ml/l, jehož výsledky jsou uvedeny v *tabulce 23*. Vždy byla provedena dvě paralelní stanovení.

Tabulka 23: Souhrn výsledků předběžného testu na *Sinapis alba*

Označení vzorku	Koncentrace	Délka kořene			Inhibice	Zhodnocení
		L ₁	L ₂	L ₀		
	ml/l	mm	mm	mm	%	
kontrola	0	36,86	41,83	39,35	-	-
I	250	34,47	34,13	34,30	12,84	inhibice
	500	32,43	33,20	32,82	16,60	inhibice
	1000	30,43	28,53	29,48	25,00	inhibice
kontrola	0	17,03	17,03	17,03	-	-
IV	250	1,60	0,96	1,28	92,49	inhibice
	500	0,80	0,53	0,67	96,07	inhibice
	1000	0	0,03	0,03	99,80	inhibice
kontrola	0	25,63	25,30	25,47	-	-
V	250	23,70	25,06	24,38	4,26	inhibice
	500	25,06	19,83	22,45	11,86	inhibice
	1000	21,70	18,60	20,15	20,87	inhibice

Z výsledku předběžného testu je zřejmé, že inhibice nedosáhla u **vzorku č. I** ani 50 %. U tohoto vzorku byla pro účely vzájemného porovnání ekotoxického působení jednotlivých vzorkovaných matric na testovací organismy vypočtena alespoň hodnota **72hIC15**, tj. koncentrace, která způsobuje 15 % inhibici růstu kořene hořčice bílé. Pro přesnější určení hodnot 72hIC15 byl dále proveden i test základní s užším rozsahem koncentrací vodného výluhu tohoto vzorku.

U **vzorku č. IV** byla inhibice růstu kořene hořčice bílé kolem 90 %. Proto byl vodný výluh dále podroben základnímu testu za účelem stanovení hodnoty 72hIC50.

U **vzorku č. V** je inhibice růstu kořene hořčice bílé kolem 20 %. K vyšší inhibici než-li 20 % nedošlo a proto byl vodný výluh dále podroben základnímu testu pro přesnější určení hodnoty 72hIC15.

- **Základní test** – Koncentrační řada vodného výluhu testovaných matric č. **I, IV a V** pro základní test byla zvolena na základě výsledků předběžného testu v užším rozpětí koncentrací viz. *tabulka 24, 25 a 26*. Vždy byla provedena dvě paralelní stanovení pro každou testovanou koncentraci. Stejným způsobem byla nasazena i kontrola.

Tabulka 24: Souhrn výsledků základního testu na *Sinapis alba* pro vzorek I

Označení vzorku	Kocentrace	Délka kořene			Inhibice	Zhodnocení
		L ₁	L ₂	L ₀		
	ml/l	mm	mm	mm	%	
kontrola	0	42,50	39,86	41,18	-	-
I	100	37,10	38,80	37,95	7,84	inhibice
	200	36,13	32,80	34,46	16,32	inhibice
	400	36,10	31,56	33,83	17,85	inhibice
	600	33,30	33,20	33,25	19,26	inhibice
	800	33,56	31,90	32,73	20,52	inhibice
	1000	33,30	31,90	32,6	20,84	inhibice

Inhibice u vodného výluhu **vzorku č. I** nepřekročila ani v základním testu 50 %. Z těchto důvodů nemohla být hodnota 72hIC₅₀ vypočtena. Z výsledků základního testu byla proto vypočtena hodnota 72hIC₁₅ tj. koncentrace, která způsobuje 15 % inhibici růstu kořene hořčice bílé. Tato hodnota pro **vzorek č. I** je následující: **72hIC₁₅ = 263,2 ml/l**. Podle vyhlášky 376/2001 Sb. nevykazuje daný vzorek nebezpečnou vlastnost H14 Ekotoxická.

Tabulka 25: Souhrn výsledků základního testu na *Sinapis alba* pro vzorek IV

Označení vzorku	Kocentrace	Délka kořene			Inhibice	Zhodnocení
		L ₁	L ₂	L ₀		
	ml/l	mm	mm	mm	%	
kontrola	0	33,20	36,60	34,90	-	-
IV	20	29,73	34,80	32,26	7,56	inhibice
	40	21,13	29,03	25,08	28,13	inhibice
	60	18,60	16,40	17,50	49,86	inhibice
	120	12,40	11,90	12,20	65,04	inhibice
	150	11,56	10,66	11,10	68,19	inhibice
	200	9,10	11,2	10,13	70,97	inhibice

V tabulce 25 jsou zřehledněny výsledky základního testu pro **vzorek č. IV**. Na základě výsledků získaných ze základního testu byla určena 50 % inhibice růstu kořene hořčice bílé a vypočtena hodnota inhibiční koncentrace: **72hIC₅₀ = 79,24 ml/l**. Podle vyhlášky 376/2001 Sb. vykazuje daný vzorek nebezpečnou vlastnost H14 Ekotoxicita.

Tabulka 26: Souhrn výsledků základního testu na *Sinapis alba* pro vzorek V

Označení vzorku	Kocentrace	Délka kořene			Inhibice	Zhodnocení
		L ₁	L ₂	L ₀		
	ml/l	mm	mm	mm	%	
kontrola	0	53,42	54,00	53,61	-	-
V	500	50,16	47,53	48,84	8,90	inhibice
	600	50,17	41,20	45,69	14,77	inhibice
	700	50,02	41,00	45,51	15,11	inhibice
	800	48,77	40,07	44,42	17,14	inhibice
	900	46,33	39,99	43,16	19,49	inhibice
	1000	46,40	36,73	41,57	22,47	inhibice

Výsledky základního testu pro **vzorek č. V** shrnuje *tabulka 26*. Hodnota inhibice ani v základním testu nepřekročila 50 %. Z těchto důvodů nemohla být hodnota 72hIC50 vypočtena. Z výsledků základního testu byla proto vypočtena hodnota 72hIC15 inhibice růstu kořene hořčice bílé pro **vzorek č. V**: **72hIC15 = 676,89 ml/l**. Podle vyhlášky 376/2001 Sb. nevykazuje daný vzorek nebezpečnou vlastnost H14 Ekotoxicita.

4.3. Souhrn výsledků testů inhibice růstu kořene cibule (*Allium cepa*)

Tento test byl proveden podle postupu uvedeného v kapitole 2.10.1.2. a 3.2.2. této diplomové práce.

- **Úvodní test** - Tento test byl proveden s neředěnými vodnými výluhy a s vodovodní vodou, která byla použita jako ředící voda v kontrole. Pro každou koncentraci bylo nasazeno 6 cibulek. Výsledky úvodního testu jsou uvedeny v *tabulce 27*.

Tabulka 27: Souhrn výsledků úvodního testu na *Allium cepa*

Označení vzorku	Koncentrace	Délka kořene	Inhibice	Zhodnocení
		L ₀	I	
	ml/l	mm	%	
kontrola	0	25,33	-	-
I	1000	33,83	- 33,56	stimulace
kontrola	0	36,17	-	-
II	1000	30,16	16,62	inhibice
kontrola	0	32,83	-	-
III	1000	38,30	- 16,66	stimulace
kontrola	0	27,83	-	-
IV	1000	0	100	inhibice
kontrola	0	18,30	-	-
V	1000	22,50	- 22,95	stimulace
kontrola	0	25,00	-	-
VI	1000	27,77	- 11,08	stimulace

Z výsledku úvodního testu je zřejmé, že u **vzorků č. I, III, V a VI** nedochází k inhibici, ale ke stimulaci. Pro ověření této skutečnosti byl nasazen test ověřovací. Naopak u **vzorků č. II a IV** dochází k inhibici růstu kořene *Allium cepa*.

- **Ověřovací test** – Ověřovací test byl proveden pouze u **vzorků č. I, III, V a VI** na vodném výluhu a kontrole (vodovodní voda). Vždy bylo nasazeno 6 cibulek. Výsledky ověřovacího testu jsou uvedeny v *tabulce 28*.

Tabulka 28: Souhrn výsledků ověřovacího testu na *Allium cepa*

Označení vzorku	Koncentrace	Délka kořene	Inhibice	Zhodnocení
		L_0	I	
	ml/l	mm	%	
kontrola	0	23,00	-	-
I	1000	30,00	- 30,43	stimulace
kontrola	0	25,00	-	-
III	1000	31,66	- 26,64	stimulace
kontrola	0	19,80	-	-
V	1000	24,30	- 22,73	stimulace
kontrola	0	27,00	-	-
VI	1000	29,37	- 8,78	stimulace

Ověřovací test opět potvrdil, že u těchto vzorků dochází ke stimulaci. Proto tyto vzorky nebyly dále testovány na průkaznost nebezpečné vlastnosti H14 Ekotoxická. Podle vyhlášky 376/2001 Sb. nevykazují dané vzorky nebezpečnou vlastnost H14 Ekotoxická.

- **Předběžný test** – Na základě úvodního testu byl proveden test předběžný na **vzorcích č. II a IV** s vodnými výluhy o koncentraci 200, 400, 600, 800 a 1000 ml/l, jehož výsledky jsou uvedeny v *tabulce 29*. Pro každou koncentraci bylo vždy nasazeno 6 ks cibulek.

Tabulka 29: Souhrn výsledků předběžného testu na *Allium cepa*

Označení vzorku	Koncentrace	Délka kořene	Inhibice	Zhodnocení
		L_0		
	ml/l	mm	%	
kontrola	0	36,17	-	-
II	200	33,60	7,11	inhibice
	400	32,60	9,87	inhibice
	600	30,16	16,62	inhibice
	800	29,83	17,53	inhibice
	1000	28,82	20,32	inhibice
kontrola	0	27,83	-	-
IV	10	21,67	22,13	inhibice
	20	21,50	22,75	inhibice
	40	16,83	39,53	inhibice
	60	13,50	51,49	inhibice
	120	5,83	79,05	inhibice

Na základě výsledků z předběžného testu bylo zjištěno, že u **vzorku č. II** inhibice růstu kořene *Allium cepa* kolem 20 %. K vyšší inhibici než-li 50 % nedošlo a proto byl vodný výluh dále podroben základnímu testu pro přesnější určení hodnoty 72hIC₁₅.

U **vzorku č. IV** bylo zjištěno, že je inhibice růstu kořene *Allium cepa* vyšší než-li 50 %. Hodnota 50 % inhibice růstu kořene byla stanovena na: **72hIC₅₀ = 48,23 ml/l**. Podle vyhlášky 376/2001 Sb. vykazuje **vzorek č. IV** nebezpečnou vlastnost H14 Ekotoxická.

- **Základní test** – Základní test byl stanoven na základě předběžného testu pouze u **vzorku č. II** s užší řadou koncentrací viz. *tabulka 30*. Vzhledem k nedostatku množství **vzorku č. IV** se tento test již neprováděl.

Tabulka 30: Souhrn výsledků základního testu na *Allium cepa* pro vzorek II

Označení vzorku	Koncentrace	Délka kořene	Inhibice	Zhodnocení
		L_0		
	ml/l	mm	%	
kontrola	0	23,00	-	-
II	100	20,70	10,00	inhibice
	200	19,89	13,52	inhibice
	400	19,50	15,22	inhibice
	600	18,79	18,30	inhibice
	800	18,23	20,74	inhibice
	1000	17,98	21,83	inhibice

Na základě výsledků ze základního testu bylo zjištěno, že je inhibice růstu kořene u **vzorku č. II** *Allium cepa* opět kolem 20 %. K vyšší inhibici než-li 50 % nedošlo a proto není možné stanovit hodnotu 72hIC50. Z tohoto důvodu byla vypočítaná hodnota 15 % inhibice růstu kořene: **72hIC15 = 303, 65 ml/l**. Podle vyhlášky 376/2001 Sb. nevykazuje **vzorek č. II** nebezpečnou vlastnost H14 Ekotoxická.

4.4. Souhrn výsledků testů inhibice růstu okřehku menšího (*Lemna minor*)

Tento test byl proveden podle postupu uvedeného v kapitole 2.10.1.3. a 3.2.3. této diplomové práce.

- **Úvodní test** - Tento test byl proveden s neředěnými vodnými výluhy a s ředící vodou, která byla použita jako kontrola. Pro každou koncentraci bylo nasazeno 9 lístků. Výsledky úvodního testu jsou uvedeny v *tabulce 31*.

Tabulka 31: Souhrn výsledků úvodního testu na *Lemna minor*

Označení vzorku	Koncentrace	Hmotnost	Inhibice	Zhodnocení
		B	I _B	
	ml/l	g	%	
kontrola	0	0,0105	-	-
I	1000	0,0128	- 21,90	stimulace
II	1000	0,0114	- 8,57	stimulace
III	1000	0,0112	- 6,67	stimulace
IV	1000	0,0001	99,05	inhibice
V	1000	0,0129	- 22,86	stimulace
VI	1000	0,0136	- 29,52	stimulace

Z výsledku úvodního testu je zřejmé, že u vzorků č. **I, II, III, V a VI** nedochází k inhibici, ale ke stimulaci. Pro ověření této skutečnosti byl nasazen test ověřovací. Naopak u vzorku č. **IV** dochází k inhibici růstu okřehku menšího (*Lemna minor*).

- **Ověřovací test** – Ověřovací test byl proveden u vzorků č. **I, II, III, V a VI** na obohaceném vodném výluhu a kontrole (ředící voda). Pro každou koncentraci bylo nasazeno 9 lístků. Výsledky ověřovacího testu jsou uvedeny v *tabulce 32*.

Tabulka 32: Souhrn výsledků ověřovacího testu na *Lemna minor*

Označení vzorku	Koncentrace	Hmotnost	Inhibice	Zhodnocení
		B	I _B	
	ml/l	g	%	
kontrola	0	0,0075	-	-
I	1000	0,0087	- 16,00	stimulace
II	1000	0,0091	- 21,33	stimulace
III	1000	0,0081	- 8,00	stimulace
V	1000	0,0095	- 26,67	stimulace
VI	1000	0,0102	- 36,00	stimulace

Ověřovací test opět potvrdil, že u těchto vzorků dochází ke stimulaci. Tyto vzorky nebyly dále testovány na průkaznost nebezpečné vlastnosti H14 Ekotoxická. Podle vyhlášky 376/2001 Sb. nevykazují dané vzorky nebezpečnou vlastnost H14 Ekotoxická.

- **Předběžný test** – Na základě úvodního testu byl proveden test předběžný u **vzorku č. IV** vodného výluhu s koncentrační řadou 250, 500 a 1000 ml/l, jehož výsledky jsou uvedeny v *tabulce 33*. Pro každou koncentraci bylo nasazeno 9 lístků okřehku menšího (*Lemna minor*).

Tabulka 33: Souhrn výsledků předběžného testu na *Lemna minor* pro vzorek IV

Označení vzorku	Koncentrace	Hmotnost	Inhibice	Zhodnocení
		B	I _B	
	ml/l	g	%	
kontrola	0	0,0112	-	-
IV	250	0,0055	50,89	inhibice
	500	0,0045	59,82	inhibice
	1000	0,0010	91,07	inhibice

U **vzorku č. IV** bylo zjištěno, že je inhibice růstu okřehku menšího (*Lemna minor*) vyšší než-li 50 %. Na základě výsledků tohoto důvodu byl nasazen základní test s užší škálou koncentrací.

- **Základní test** – Na základě předběžného testu byl nasazen test základní u vzorku č. IV s uží řadou koncentrací viz. *tabulka 34*.

Tabulka 34: Souhrn výsledků základního testu na *Lemna minor* pro vzorek IV

Označení vzorku	Koncentrace	Délka kořene	Inhibice I_B	Zhodnocení
		B		
	ml/l	g	%	
kontrola	0	0,0098	-	-
IV	100	0,0086	12,24	inhibice
	200	0,0074	24,49	inhibice
	400	0,0059	39,80	inhibice
	600	0,0046	53,06	inhibice
	800	0,0037	62,24	inhibice
	1000	0,0009	90,82	inhibice

Z výsledků základního testu u **vzorku č. IV** byla stanovena hodnota 50 % inhibice růstu okřehku menšího (*Lemna minor*) na: **168hIC₅₀ = 435,60 ml/l**. Podle vyhlášky 376/2001 Sb. vykazuje vzorek č. IV nebezpečnou vlastnost H14 Ekotoxicita.

4.5. Souhrn výsledků testů akutní toxicity na žábřonožce slaniskové (*Artemia salina*)

Tento test byl proveden podle postupu uvedeného v kapitole 2.10.2. a 3.2.4. této diplomové práce.

- **Úvodní test** – Úvodní test byl proveden s neřaděnými vodnými výluhy testovaných vzorků ve čtyřech paralelních stanoveních. Současně byla nasazena i kontrola. Pro každou koncentraci bylo nasazeno 10 ks organismů. Výsledky jsou shrnuty v *tabulce 35*.

Tabulka 35: Souhrn výsledků úvodního testu na *Artemia salina*

Označení vzorku	Počet nasazených organismů	Mortalita po 24 hod		Mortalita po 48 hod	
	ks	ks	%	ks	%
kontrola	40	0	0	0	0
I	40	0	0	0	0
II	40	0	0	0	0
III	40	0	0	0	0
IV	40	40	100	40	100
V	40	0	0	0	0
VI	40	0	0	0	0

Z výsledků úvodního testu je zřejmé, že **vzorky č. I, II, III, V a VI** vykazují nulovou mortalitu, proto u nich byl proveden ověřovací test. Oproti tomu **vzorek č. IV** vykazoval 100 % mortalitu, z tohoto důvodu byl pro tento vzorek proveden předběžný test s širší škálou koncentrací.

- **Ověřovací test** – Byl proveden u vzorku č. **I, II, III, V a VI** a to se čtyřmi paralelními stanoveními. Současně byla nasazena i kontrola. Pro každou koncentraci bylo nasazeno 10 ks organismů. Výsledky jsou shrnuty v *tabulce 36*.

Tabulka 36: Souhrn výsledků ověřovacího testu na *Artemia salina*

Označení vzorku	Počet nasazených organismů	Mortalita po 24 hod		Mortalita po 48 hod	
	ks	ks	%	ks	%
kontrola	40	0	0	0	0
I	40	0	0	0	0
II	40	0	0	0	0
III	40	0	0	0	0
V	40	0	0	0	0
VI	40	0	0	0	0

Výsledky ověřovacího testu potvrdily nulovou mortalitu žábřonožky slaniskové (*Artemia salina*) u **vzorku č. I, II, III, V a VI**. Z tohoto důvodu nebyly dále tyto vzorky testovány a nemohly být stanoveny hodnoty 24hLC50 a 48hLC50.

- **Předběžný test** – Na základě úvodního testu byl předběžný test proveden pouze u **vzorku č. IV** s širší škálou koncentrací 0,1, 1 a 10 ml/l viz. *tabulka 37*. Test byl proveden ve čtyřech paralelních stanoveních. Pro každou koncentraci bylo nasazeno 10 ks organismů.

Tabulka 37: Souhrn výsledků předběžného testu na *Artemia salina* pro vzorek IV

Koncentrace	Počet nasazených organismů	Mortalita po 24 hod		Mortalita po 48 hod	
ml/l	ks	ks	%	ks	%
0	40	0	0	0	0
0,1	40	0	0	0	0
1	40	13	32,5	14	45,0
10	40	40	100	40	100

Na základě předběžného testu byl pro **vzorek č. IV** proveden základní test s širší koncentrační řadou.

- **Základní test** – Na základě předběžného testu byl u **vzorku č. IV** proveden základní test ve čtyřech paralelních stanoveních viz. *tabulka 38*. Zároveň byla nasazena i kontrola.

Tabulka 38: Souhrn výsledků základního testu na *Artemia salina* pro vzorek IV

Koncentrace	Počet nasazených organismů	Mortalita po 24 hod		Mortalita po 48 hod	
		ks	%	ks	%
0	40	0	0	0	0
0,5	40	18	45,0	19	47,5
1	40	19	47,5	20	50,0
2	40	21	52,5	22	55,0
4	40	23	57,5	25	62,5
6	40	25	62,5	28	70,0
8	40	28	70,0	30	75,0

Na základě základního testu byly zjištěny hodnoty **24hLC50 = 1,19 ml/l** a **48hLC50 = 0,88 ml/l**. Podle vyhlášky 376/2001 Sb. vykazuje daný **vzorek č. IV** nebezpečnou vlastnost H14 Ekotoxicita.

4.6. Souhrn výsledků testů na hrotnatce velké (*Daphnia magna*)

Tento test byl proveden podle postupu uvedeného v kapitole 2.10.3. a 3.2.5. této diplomové práce.

- **Úvodní test** – Úvodní test byl proveden pouze ve dvou paralelních stanoveních, z důvodu nedostatku testovacích organismů a současně byla nasazena i kontrola. Do každé testované koncentrace vzorku bylo nasazeno 5 ks organismů. Výsledky jsou shrnuty v *tabulce 39*.

Tabulka 39: Souhrn výsledků úvodního testu na *Daphnia magna*

Označení vzorku	Počet nasazených organismů	Mortalita po 24 hod		Mortalita po 48 hod	
	ks	ks	%	ks	%
kontrola	10	0	0	0	0
I	10	0	0	0	0
II	10	0	0	0	0
III	10	0	0	0	0
IV	10	10	100	10	100
V	10	9	90	10	100
VI	10	0	0	0	0

Z výsledků úvodního testu je zřejmé, že **vzorky č. I, II, III a VI** vykazují nulovou mortalitu, proto u nich byl proveden ověřovací test. Naopak **vzorky č. IV a V** vykazovaly mortalitu vyšší než 50 %, z tohoto důvodu se nasadil pro tyto vzorky předběžný test s širší škálou koncentrací.

- **Ověřovací test** – Byl proveden u **vzorku č. I, II, III a VI** a to se dvěma paralelními stanoveními. Současně byla nasazena i kontrola. Pro každou koncentraci bylo nasazeno 5 ks organismů. Výsledky jsou shrnuty v *tabulce 40*.

Tabulka 40: Souhrn výsledků ověřovacího testu na *Daphnia magna*

Označení vzorku	Počet nasazených organismů	Mortalita po 24 hod		Mortalita po 48 hod	
	ks	ks	%	ks	%
kontrola	10	0	0	0	0
I	10	0	0	0	0
II	10	0	0	0	0
III	10	0	0	0	0
VI	10	0	0	0	0

Výsledky z ověřovacího testu potvrdily nulovou mortalitu hrotnatky velké (*Daphnia magna*) u **vzorku č. I, II, III a VI**. Z tohoto důvodu nebyly dále tyto vzorky testovány a nemohly být stanoveny hodnoty 24hLC50 a 48hLC50.

- **Předběžný test** – Na základě úvodního testu byl předběžný test proveden u **vzorku č. IV a V** s širší škálou koncentrací 10, 100 a 500 ml/l viz. *tabulka 41 a 42*. Test byl proveden ve dvou paralelních stanoveních. Pro každou koncentraci bylo nasazeno 5 ks organismů.

Tabulka 41: Souhrn výsledků předběžného testu na *Daphnia magna* pro vzorek IV

Koncentrace	Počet nasazených organismů	Mortalita po 24 hod		Mortalita po 48 hod	
		ks	%	ks	%
0	10	0	0	0	0
10	10	10	100	10	100
100	10	10	100	10	100
500	10	10	100	10	100

Tabulka 42: Souhrn výsledků předběžného testu na *Daphnia magna* pro vzorek V

Koncentrace	Počet nasazených organismů	Mortalita po 24 hod		Mortalita po 48 hod	
ml/l	ks	ks	%	ks	%
0	10	0	0	0	0
10	10	0	0	0	0
100	10	0	0	0	0
500	10	1	10	2	20

Na základě předběžného testu byly pro vzorky č. IV a V provedeny základní testy s širší koncentrační řadou.

- **Základní test** – Na základě předběžného testu byly u vzorku č. IV a V provedeny základní testy ve dvou paralelních stanoveních viz. tabulka 43 a 44. Zároveň byla nasazena i kontrola.

Tabulka 43: Souhrn výsledků základního testu na *Daphnia magna* pro vzorek IV

Koncentrace	Počet nasazených organismů	Mortalita po 24 hod		Mortalita po 48 hod	
ml/l	ks	ks	%	ks	%
0	10	0	0	0	0
1	10	2	20	3	30
2	10	3	30	5	50
4	10	4	40	7	70
6	10	5	50	8	80
8	10	6	60	10	100
10	10	9	90	10	100

Na základě základního testu byly pro **vzorek č. IV** vypočteny hodnoty: **24hEC50 = 4,08 ml/l** a **48hEC50 = 1,88 ml/l**. Podle vyhlášky 376/2001 Sb. vykazuje daný vzorek nebezpečnou vlastnost H14 Ekotoxicita.

Tabulka 44: Souhrn výsledků základního testu na *Daphnia magna* pro vzorek V

Koncentrace	Počet nasazených organismů	Mortalita po 24 hod		Mortalita po 48 hod	
ml/l	ks	ks	%	ks	%
0	10	0	0	0	0
500	10	1	10	2	20
600	10	3	30	4	40
700	10	5	50	6	60
800	10	6	60	7	70
900	10	8	80	9	90
1000	10	9	90	10	100

Na základě základního testu byly pro **vzorek č. V** vypočteny hodnoty: **24hEC50 = 712,22 ml/l** a **48hEC50 = 636,96 ml/l**. Podle vyhlášky 376/2001 Sb. vykazuje daný vzorek nebezpečnou vlastnost H14 Ekotoxicita.

4.7. Souhrn výsledků testů Thamnotoxkit FTM

Tento test byl proveden podle postupu uvedeného v kapitole 2.10.4. a 3.2.6. této diplomové práce.

- **Úvodní test** – Úvodní test byl proveden se čtyřmi neřaděnými vodnými výluhy a současně byla nasazena i kontrola. Pro každou koncentraci bylo nasazeno 10 ks organismů. Výsledky jsou shrnuty v *tabulce 45*.

Tabulka 45: Souhrn výsledků úvodního testu na *Thamnocephalus platyurus*

Označení vzorku	Počet nasazených organismů	Mortalita po 24 hod	
	ks	ks	%
kontrola	40	0	0
I	40	0	0
II	40	0	0
III	40	0	0
IV	40	40	100
V	40	40	100
VI	40	0	0

Z výsledků úvodního testu je zřejmé, že **vzorky č. I, II, III a VI** vykazují nulovou mortalitu, proto u nich byl proveden ověřovací test. Oproti tomu **vzorky č. IV a V** vykazovali 100 % mortalitu, z tohoto důvodu se nasadil pro tyto vzorky předběžný test s širší škálou koncentrací.

- **Ověřovací test** – Byl proveden u **vzorku č. I, II, III a VI** a to se čtyřmi paralelními stanoveními. Současně byla nasazena i kontrola. Pro každou koncentraci bylo nasazeno 10 ks organismů. Výsledky jsou shrnuty v *tabulce 46*.

Tabulka 46: Souhrn výsledků ověřovacího testu na *Thamnocephalus platyurus*

Označení vzorku	Počet nasazených organismů	Mortalita po 24 hod	
	ks	ks	%
kontrola	10	0	0
I	10	0	0
II	10	0	0
III	10	0	0
VI	10	0	0

Výsledky z ověřovacího testu potvrdily nulovou mortalitu organismu *Thamnocephalus platyurus* u **vzorku č. I, II, III a VI**. Z tohoto důvodu nebyly dále tyto vzorky testovány a nemohly být stanoveny hodnoty 24hLC50.

- **Předběžný test** – Na základě úvodního testu byl předběžný test proveden u **vzorku č. IV a V** s širší škálou koncentrací 10, 100 a 500 ml/l viz. *tabulka 47 a 48*. Test byl proveden ve čtyřech paralelních stanoveních. Pro každou koncentraci bylo nasazeno 10 ks organismů.

Tabulka 47: Souhrn výsledků předběžného testu na *Thamnocephalus platyurus* pro vzorek IV

Koncentrace	Počet nasazených organismů	Mortalita po 24 hod	
ml/l	ks	ks	%
0	40	0	0
10	40	40	100
100	40	40	100
500	40	40	100

Tabulka 48: Souhrn výsledků předběžného testu na *Thamnocephalus platyurus* pro vzorek V

Koncentrace	Počet nasazených organismů	Mortalita po 24 hod	
ml/l	ks	ks	%
0	40	0	0
10	40	0	0
100	40	0	0
500	40	17	42,5

Na základě výsledků předběžného testu byly pro **vzorky č. IV a V** provedeny základní testy s širší koncentrační řadou.

- **Základní test** – Na základě předběžného testu byly u **vzorku č. IV a V** provedeny základní testy ve dvou paralelních stanoveních viz. *tabulka 49 a 50*. Zároveň byla nasazena i kontrola.

Tabulka 49: Souhrn výsledků základního testu na *Thamnocephalus platyurus* pro vzorek IV

Koncentrace	Počet nasazených organismů	Mortalita po 24 hod	
ml/l	ks	ks	%
0	40	0	0
0,6	40	4	10
0,8	40	12	30
1	40	13	32,5
1,2	40	20	50
1,4	40	30	75
1,6	40	40	100

Na základě základního testu byla pro **vzorek č. IV** vypočtena hodnota 50 % inhibice: **24hLC50 = 0,97 ml/l** . Podle vyhlášky 376/2001 Sb. vykazuje daný vzorek nebezpečnou vlastnost H14 Ekotoxicita.

Tabulka 50: Souhrn výsledků základního testu na *Thamnocephalus platyurus* pro vzorek V

Koncentrace	Počet nasazených organismů	Mortalita po 24 hod	
ml/l	ks	ks	%
0	40	0	0
400	40	8	20
500	40	10	25
600	40	21	52,5
700	40	28	70
800	40	30	75
900	40	34	85

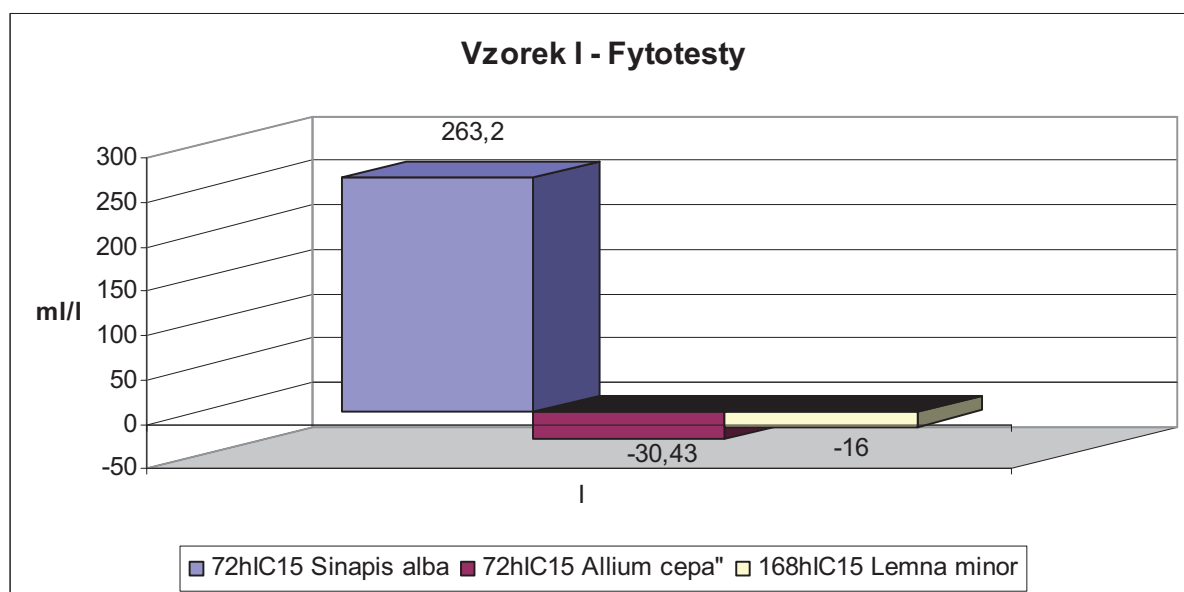
Na základě základního testu byla pro **vzorek č.V** vypočtena hodnota 50 % inhibice **24hLC50 = 594,23 ml/l**. Podle vyhlášky 376/2001 Sb. vykazuje daný vzorek nebezpečnou vlastnost H14 Ekotoxicita.

5. DISKUZE VÝSLEDKŮ

Ekotoxikologické hodnocení vzorků pevných matric z požářišť bylo provedeno na jejich vodných výluzích. Vzorky byly testovány pomocí alternativních testů, standardních testů ekotoxicity, které zahrnovaly testy na vodních bezobratlých organismech; žábřonožka slanisková (*Artemia salina*), hrotnatka velká (*Daphnia magna*) a *Thamnocephalus platyurus*, tak testy fytotoxicity na semenech hořčice bílé (*Sinapis alba*), na cibulkách cibule bílé (*Allium cepa*) a na okřešku menším (*Lemna minor*).

Pro lepší přehlednost jsou výsledky pro každý vzorek zaznamenány zvlášť v grafech 1 až 10.

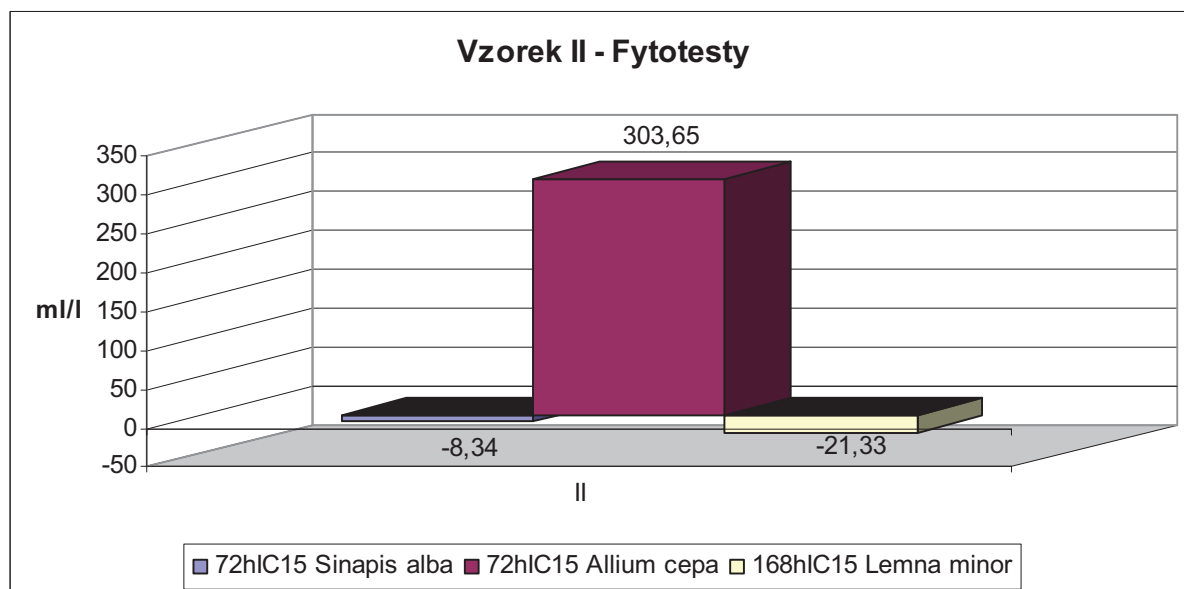
Vzorek I byl testován prostřednictvím tří testů fytotoxicity a tří testů na bezobratlých organismech. Výsledky testování vzorku jsou znázorněny v grafu 1. U cibule bílé (*Allium cepa*) a okřešku menšího (*Lemna minor*) byla prokázána stimulace růstu, pouze u hořčice bílé (*Sinapis alba*) byla prokázána 15 % inhibice růstu kořene. Hodnota inhibiční koncentrace u *Sinapis alba* byla stanovena na $72\text{hIC}_{15} = 263,2 \text{ ml/l}$. U tohoto vzorku nebylo možné stanovit hodnoty 48hLC_{50} , 48hEC_{50} a 24hLC_{50} , protože v úvodním i ověřovacím testu, vykazoval vzorek nulovou mortalitu a imobilizaci u všech testovacích vodních bezobratlých organismů; žábřonožka slanisková (*Artemia salina*), hrotnatka velká (*Daphnia magna*) a *Thamnocephalus platyurus*.



Graf 1: Souhrn výsledků testů pro vzorek I

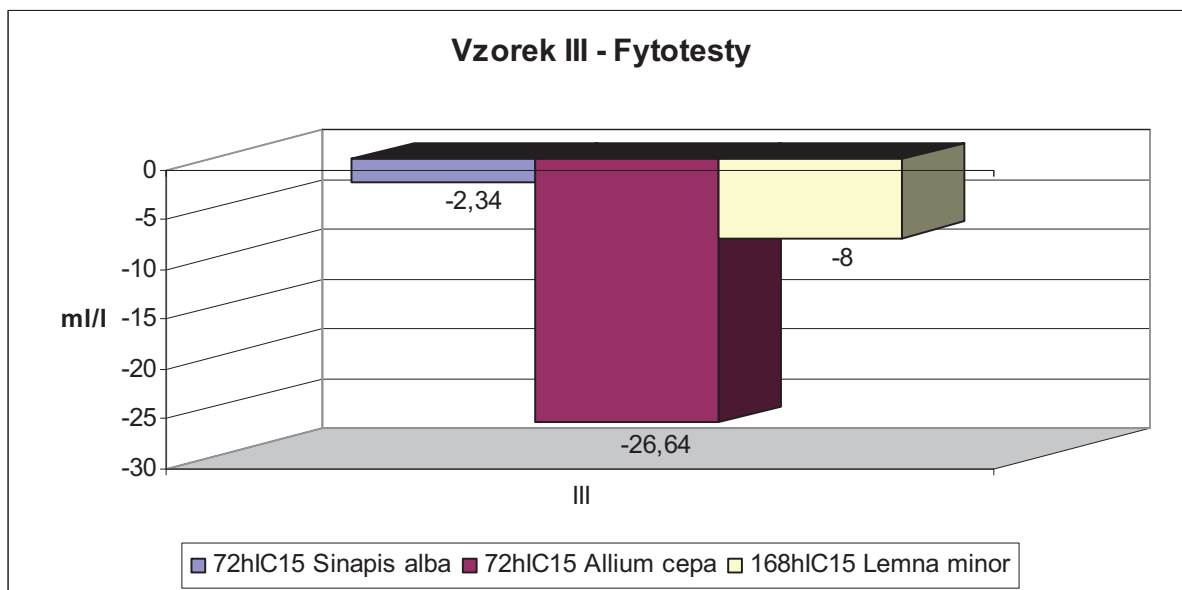
Vzorek II byl testován prostřednictvím tří testů fytotoxicity a tří testů na vodních bezobratlých organismech. Výsledky testování vzorku jsou znázorněny v grafu 2. U hořčice bílé (*Sinapis alba*) a okřešku menšího (*Lemna minor*) byla prokázána stimulace růstu, pouze u cibule bílé (*Allium cepa*) byla prokázána 15 % inhibice růstu kořene. Hodnota inhibiční koncentrace u *Allium cepa* byla vypočtena na $72\text{hIC}_{15} = 303,65 \text{ ml/l}$. U organismu žábřonožka slanisková (*Artemia salina*) nebylo možné stanovit hodnotu 48hLC_{50} , protože v úvodním i ověřovacím testu, vykazoval vzorek nulovou mortalitu.

Podobně tomu bylo i u organismu hrotnatka velká (*Daphnia magna*), kde nebylo možné stanovit hodnotu 48hEC50, protože v úvodním i ověřovacím testu, vykazoval vzorek nulovou mortalitu a imobilizaci testovaného organismu. Stejně tak tomu bylo i u organismu *Thamnocephalus platyurus*, který vykazoval nulovou mortalitu.



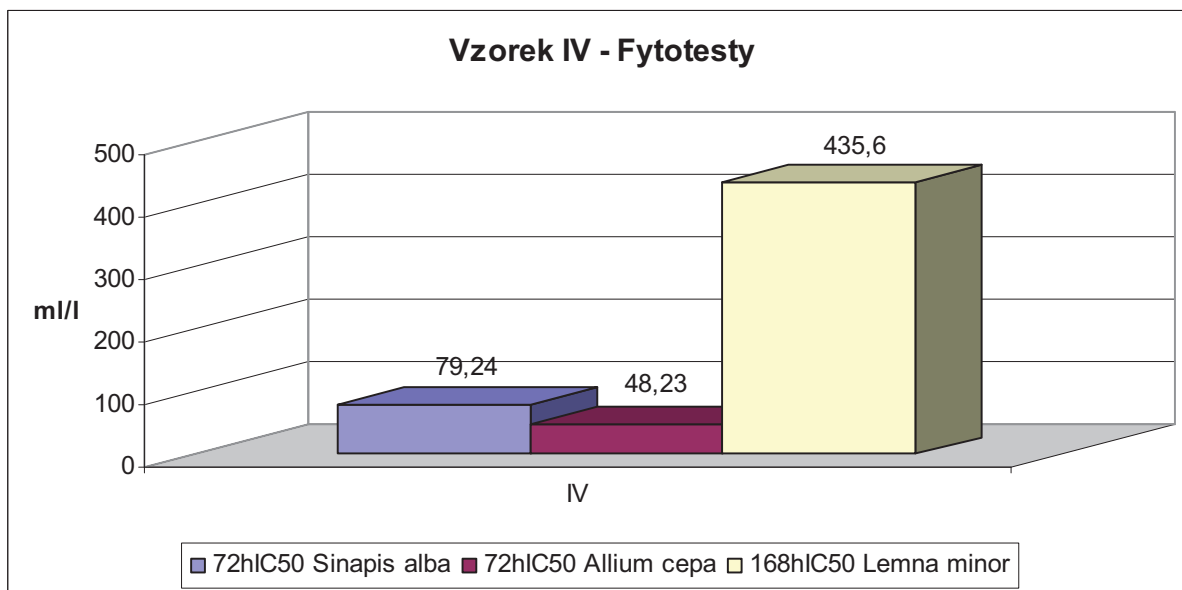
Graf 2: Souhrn výsledků testů pro vzorek II

Vzorek III byl testován prostřednictvím tří testů na rostlinných zástupcích a tří testů na zástupcích bezobratlých organismů. Výsledky testování vzorku jsou shrnuty v *grafu 3*. Ani u jednoho testu fytotoxicity nebylo možné stanovit inhibiční koncentrace, neboť u všech testovacích rostlin docházelo ke stimulaci růstu. U organismu žábřonožka slanisková (*Artemia salina*) nebylo možné stanovit hodnotu 48hLC50, protože v úvodním i ověřovacím testu, vykazoval vzorek nulovou mortalitu. Stejně tomu tak bylo i u organismu hrotnatka velká (*Daphnia magna*), kde nebylo možné stanovit hodnotu 48hEC50 a u organismu *Thamnocephalus platyurus*, také nebylo možné stanovit hodnotu 24hLC50, protože vzorek vykazoval nulovou mortalitu.

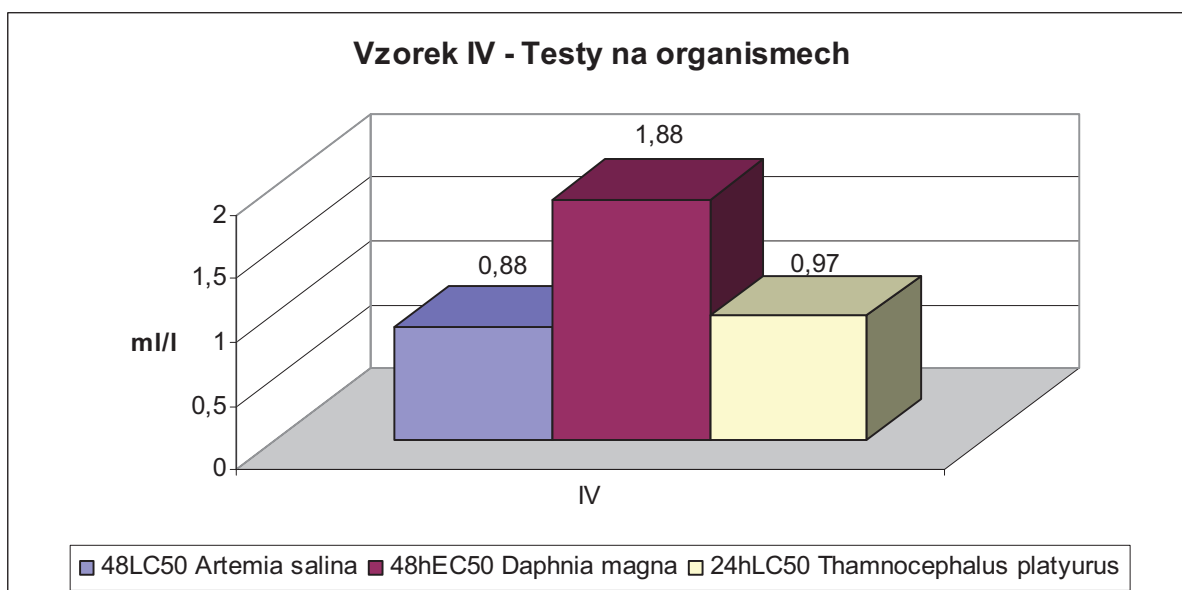


Graf 3: Souhrn výsledků testů pro vzorek III

Vzorek IV Výsledky testování vzorku jsou znázorněny a shrnuty v *grafech 4 a 5*. U fytotestů byla inhibice větší než – li 50 %. U hořčice bílé (*Sinapis alba*) byla stanovena hodnota inhibiční koncentrace na 72hIC₅₀ = 79,24 ml/l a u cibule bílé (*Allium cepa*) na 72hIC₅₀ = 48,23 ml/l. U okřehku menšího (*Lemna minor*) byla stanovena hodnota inhibiční koncentrace na 168hIC₅₀ = 435,6 ml/l. Nejcitlivěji na vodný výluh reagovala cibule bílá (*Allium cepa*), naopak nejméně citlivě reagoval okřehek menší (*Lemna minor*). U organismu žábřonožka slanisková (*Artemia salina*) byla stanovena hodnota letální koncentrace 48hLC₅₀ = 0,88 ml/l a u organismu hrotnatka velká (*Daphnia magna*), byla stanovena hodnota efektivní koncentrace na 48hEC₅₀ = 1,88 ml/l. A u organismu *Thamnocephalus platyurus* při použití testovací sady ThamnotoxkitTM byla stanovena hodnota letální koncentrace na 24hLC₅₀ = 0,97 ml/l. Z *grafu 5* je patrné, že nejcitlivěji reagoval na testovaný vzorek organismus žábřonožka slanisková (*Artemia salina*), naopak nejméně citlivě reagoval organismus hrotnatka velká (*Daphnia magna*). Celkově lze říci, že daný vzorek vyvolával 50 % mortalitu a imobilizaci organismů v přibližně stejných koncentracích.



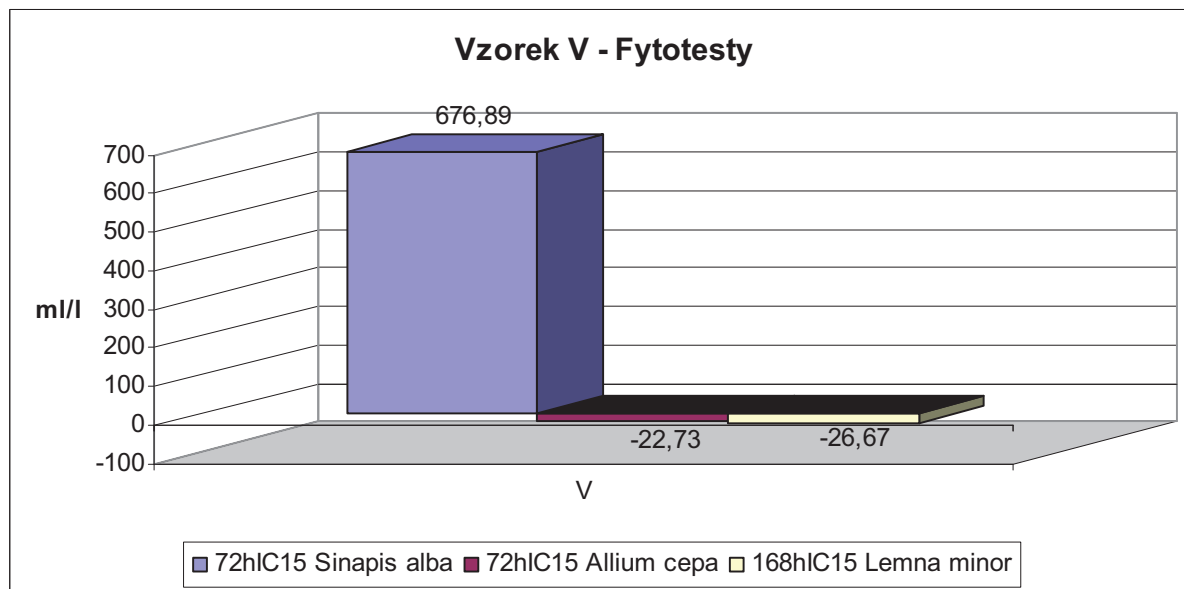
Graf 4: Souhrn výsledků testů pro vzorek IV



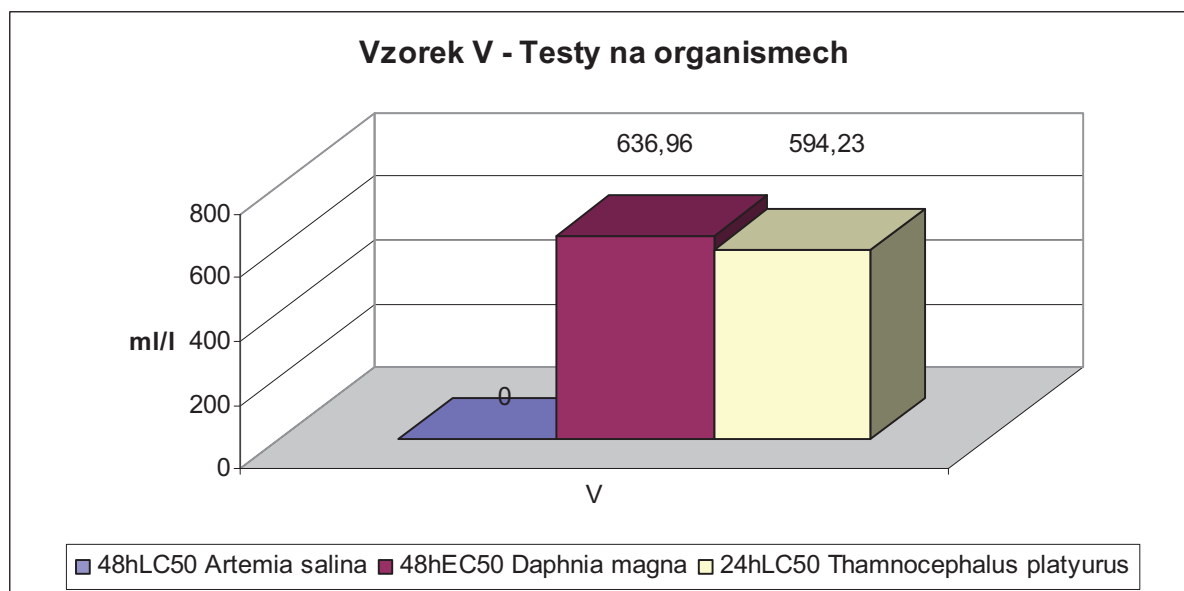
Graf 5: Souhrn výsledků testů pro vzorek IV

Vzorek V Výsledky testování tohoto vzorku jsou znázorněny v grafech 6 a 7. U cibule bílé (*Allium cepa*) a okřehku menšího (*Lemna minor*) vykazoval vzorek stimulaci, pouze u hořčice bílé (*Sinapis alba*) byla prokázána 15 % inhibice růstu kořene. Hodnota inhibiční koncentrace byla vypočtena na $72\text{hIC}_{15} = 676,89 \text{ ml/l}$. U organismu žábřonožka slanisková (*Artemia salina*), nebylo možné stanovit hodnotu 48hLC_{50} , protože v úvodním i ověřovacím testu, vykazoval vzorek nulovou mortalitu. U organismu hrotnatka velká (*Daphnia magna*), byla stanovena hodnota efektivní koncentrace na $48\text{hEC}_{50} = 636,96 \text{ ml/l}$. A u organismu *Thamnocephalus platyurus* při použití testovací sady ThamnotoxkitTM, byla hodnota letální koncentrace vypočtena na $24\text{hLC}_{50} = 594,23 \text{ ml/l}$.

Z grafu 7 je patrné, že nejcitlivěji reagoval na testovaný vzorek organismus *Thamnocephalus platyurus* a naopak nejméně citlivě reagoval organismus žábřonožka slanisková (*Artemia salina*).

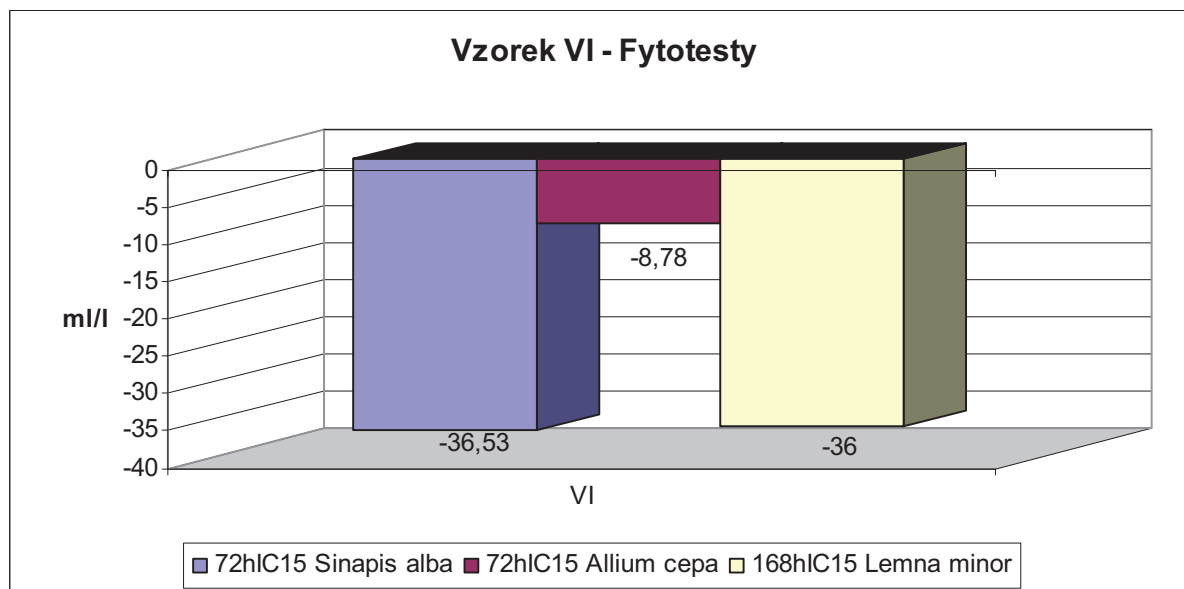


Graf 6: Souhrn výsledků testů pro vzorek V



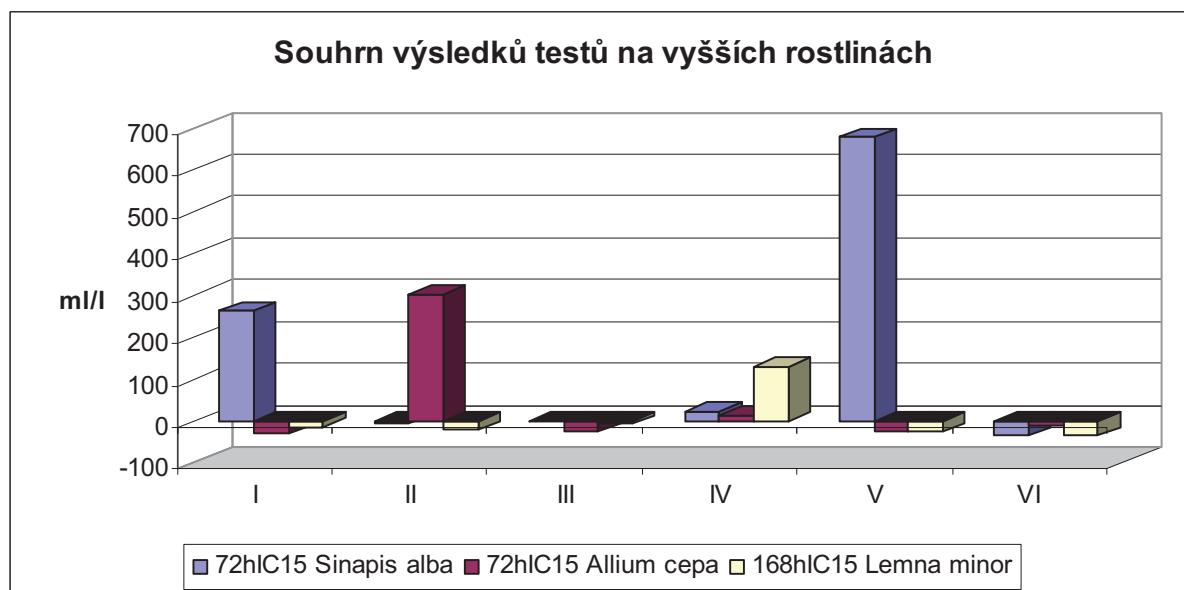
Graf 7: Souhrn výsledků testů pro vzorek V

Vzorek VI Výsledky testování tohoto vzorku jsou znázorněny v *grafu 8*. Ani u jednoho testu fytotoxicity nebylo možné stanovit hodnotu inhibiční koncentrace, protože u všech testovacích rostlin docházelo ke stimulaci růstu. U organismu žábřonožka slanisková (*Artemia salina*), hrotnatka velká (*Daphnia magna*) a *Thamnocephalus platyurus*, nebylo možné stanovit hodnoty 48hLC50, 48EC50 a 24LC50, protože v úvodním i ověřovacím testu, vykazoval vzorek nulovou mortalitu a imobilizaci organismu.

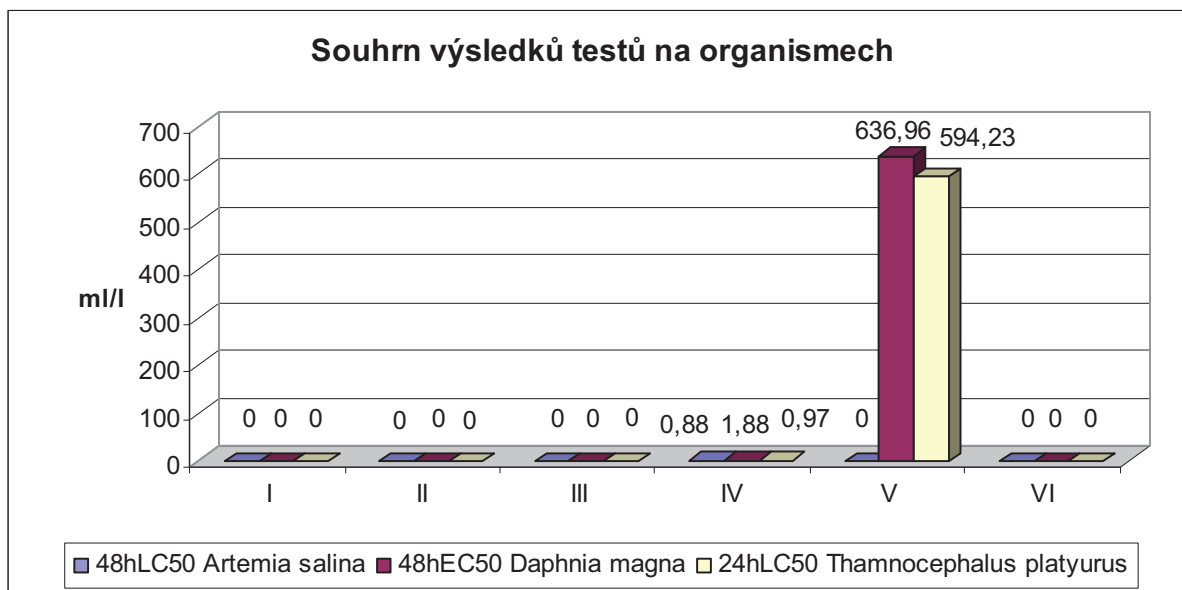


Graf 8: Souhrn výsledků testů pro vzorek VI

Veškeré výsledky testů byly pro lepší porovnání a zhodnocení znázorněny do *grafů 9 a 10*. V *grafu 9* jsou znázorněny všechny výsledky testů fytotoxicity a v *grafu 10* jsou znázorněny všechny výsledky na vodních bezobratlých organismech.



Graf 9: Souhrn výsledků testů na vyšších rostlinách



Graf 10: Souhrn výsledků testů na organismech

Z výsledků testů znázorněných v grafech 9 a 10 lze konstatovat, že:

- u **vzorků č. III a VI** došlo ve všech testech fytotoxicity a testech na vodních bezobratlých organismech ke stimulaci růstu a k nulové mortalitě. Z tohoto důvodu nemohla být stanovena hodnota 72hIC50, 168hIC50, 24hEC50, 48hEC50, 24hLC50 a 48hLC50. Podle vyhlášky č. 376/2001 Sb. o hodnocení nebezpečných vlastností odpadů, nevykazují tyto vzorky nebezpečnou vlastnost H 14 Ekotoxická.
- pouze **vzorek č. IV** vykazuje podle vyhlášky č. 376/2001 Sb. nebezpečnou vlastnost H 14 Ekotoxická. Na vodný výluh č. IV citlivěji reagovaly vodní organismy, než – li vyšší rostliny. Letální koncentrace LC50 u vodních organismů se pohybovaly do 2 ml/l. U vyšších rostlin se inhibiční koncentrace IC15 pohybovala kolem 10 – 140 ml/l a inhibiční koncentrace IC50 kolem 40 – 500 ml/l.
- z výsledků testů lze usoudit, že **vzorek č. IV** vykazoval nejvyšší inhibici a mortalitu, naopak nejnižší inhibici a mortalitu vykazovaly **vzorky č. III a VI**.
- **vzorky č. I, II, III, V a VI** nevykazovaly větší inhibici než – li 50 %, z tohoto důvodu nebyly stanoveny hodnoty IC50, ale IC15, což je 15 % inhibiční koncentrace. Pouze **vzorek č. IV** vykazoval inhibici vyšší než 50 %.

Na základě výsledků ekotoxikologických testů fytotoxicity , viz. *graf 9*, lze jednotlivé vzorky seřadit podle prokázaných toxických účinků od nejvíce toxického po nejméně toxický následovně:

1. vzorek č. IV – vykazoval 50 % inhibici IC50.
2. Vzorky č. I, II, V – byla prokázána 15 % inhibice IC15, alespoň vždy u jednoho z testovacích organismů.
3. Vzorky č. III a VI – vykazovaly stimulaci růstu u všech organismů, které byly použity k testování vodného výluhu.

Z výsledků testů, viz. *graf 10*, na vodních bezobratlých organismech lze sestavit řadu od nejtoxickéjšího vzorku po nejméně toxický vzorek. Přihlédnuto bylo k výsledkům testování na organismu hrotnatka velká (*Daphnia magna*) při použití sady DaphnotoxkitTM vzhledem k tomu, že daný organismus reagoval vůči vodným výluhům nejcitlivěji. Pořadí vzorků sestavené na základě výsledků testů je následující:

1. Vzorek č. IV
2. Vzorek č. V
3. Vzorky č. I, II, III, VI nevykazovaly žádný toxický účinek.

Celkově lze říci, že nejtoxickéjší byl **vzorek č. IV**. Tento vzorek již při přípravě vodných výluhů vykazoval pění, což mohlo naznačit přítomnost tenzidů, které se používají v hasebních látkách např. pěnidlech.

Pěnidla dělíme na:

- Proteinová: bílkovinný odpad: Tutogen, afrodon
- Syntetická: saponáty, snižují povrchové napětí: finiflam, expirol
- Fluoroproteinová: tutogen FP
- Tvořící vodní film: lehká voda: Pyrocool

Pěnidla mohou způsobit problémy z hlediska toxicity at' už samotných látek či jejich rozkladných produktů na ekosystém. Na druhou stranu, při použití těchto pěnidel dochází k včasnému zhašení požárů a tím i k menší produkci zplodin jako látek, které zatěžují životní prostředí. Pokud porovnáme toxicitu pěnidel s chemickými látkami zjistíme, že toxicita pěnidel je mnohem menší. Např. ekotoxicita pro hasební prostředek PYROCOOL – FEF FOAM je stanovena na LC50 = 50 mg/l pro vodní organismy. Toxicita vybraných pěnidel je uvedena v *tabulce 51* [73].

Tabulka 51: Hodnoty LC50 pro různé typy pěnidel

Testovaný organismus	Letální koncentrace LC50 (mg/l)		
	Typ pěnidla		
	Syntetické (saponáty)	Fluorosyntetické tvořící vodní film	Fluoroproteinové tvořící vodní film
Pstruh, losos (96hLC50)	7 – 78	4200	1300 – 4200
Perloočka (<i>Daphnia magna</i>)	7 – 11	12300	1300 – 38000

Proteinová pěnidla jsou sice přírodního původu, ale ve velkých koncentracích mohou jejich rozkladné produkty, jakým je například amoniak, působit toxicky na vodní organismy. Také mohou obsahovat zinek, který je velice toxický pro vodní ekosystém. Pěnidla, která vytváří vodní film, obsahují přes 20 % perfluorovaných tenzidů. Tyto látky jsou v přírodě těžce biologicky odbouratelné. Dále pak mají schopnost snižovat povrchové napětí vody, které je nutné pro život vodních organismů. Je zjištěno, že snížením povrchového napětí na hodnotu 50 mN.m^{-1} vyvolá smrt u celé vodní fauny. Z ekologického hlediska jsou produkty rozkladu fluorovaných tenzidů velice toxické. Pěna podléhá biologickému rozkladu z více než 95 %, ale produkty rozkladu tenzidů přetrvávají v životním prostředí několik desítek let [73].

Toxicita vybraných hasebních látek (PYROCOM a DuPontTM FE-36TM) je uvedena v *tabulce 52 a 53*.

Tabulka 52: Hodnoty efektivní koncentrace pro hasící pěnu PYROCOM

Testovaný organismus	Akutní toxicita pro vodní organismy (mg/l)
(48hEC50) <i>Daphnia magna</i>	13700
(48hEC100) <i>Daphnia magna</i>	15000
(72hEC50) řasy	700 000

Tabulka 53: Hodnoty LC, EC50 pro hasící pěnu DuPont™ FE-36™

Testované organismy	96hLC50 (mg/l)	96hEC50 (mg/l)	48hEC50 (mg/l)
Danio pruhované	292	-	-
Řasy	-	186	-
Hrotnatka velká	-	-	299

Z tabulek 51, 52 a 53 lze usoudit, že ekotoxicita jednotlivých hasebních prostředků je velice různorodá. Nejvíce toxickými jsou tedy hasební prostředky syntetické, které obsahují saponáty. Vzhledem k tomu, že vzorek č. IV vykazoval pění, je dost možné, že byla jeho toxicita zvýšena tenzidy obsaženými v hasebním prostředku.

6. ZÁVĚR

Cílem této diplomové práce bylo posoudit vliv matric z požáříšť na životní prostředí, prostřednictvím ekotoxikologických testů na vybraných zástupcích akvatického i terestrického ekosystému. Na matrice z požáříšť je dále pohlíženo jako na odpad.

Pro tyto účely bylo provedeno testování v souladu s platnou legislativou z oblasti odpadového hospodářství, tj. vyhláškou č. 376/2001 Sb. o hodnocení nebezpečných vlastností odpadů, a to na vodných výluzech testovaných matric.

Pro hodnocení vzorků byly vybrány standardní testy ekotoxicity a to na semenech hořčice bílé (*Sinapis alba*), cibulkách cibule bílé (*Allium cepa*) a na okřehku menším (*Lemna minor*). Tyto testy byly dále doplněny alternativními testy na vodních organismech; *Thamnocephalus platyurus* a hrotnatka velká (*Daphnia magna*). Dále byly provedeny testy akutní toxicity na organismu žábřonožka slanisková (*Artemia salina*).

Srovnáme – li citlivost fytotestů, dojdeme k závěru, že nejcitlivěji na vodné výluhy materiálů z požáříšť reagovala hořčice bílá (*Sinapis alba*), ať už vykazovala stimulaci nebo inhibici. Inhibiční koncentrace 72hIC₅₀ a 168hIC₅₀ bylo možné stanovit pouze u vzorku č. IV, kde nejcitlivěji reagovala cibule bílá (*Allium cepa*), inhibiční koncentrace 72hIC₅₀ byla vypočtena na 48,23 ml/l. U hořčice bílé (*Sinapis alba*) a okřehku menšího (*Lemna minor*) byla hodnota inhibiční koncentrace IC₅₀ vypočtena na 72hIC₅₀ = 79,24 ml/l a 168hIC₅₀ = 435,6 ml/l. Vzorky č. I, II a V vykazovaly pouze 15 % inhibici IC₁₅. A vzorky č. III a VI vykazovaly stimulaci růstu u všech testů fytotoxicity.

Pokud srovnáme citlivost jednotlivých testovacích vodních bezobratlých organismů, dojdeme k závěru, že nejcitlivěji reagoval u vzorků č. I, II, III, V a VI na vodné výluhy materiálů z požáříšť bezobratlý organismus *Thamnocephalus platyurus* a naopak nejméně citlivým organismem u těchto vzorků byla žábřonožka slanisková (*Artemia salina*). Pouze u vzorku č. IV byl nejcitlivěji reagujícím organismem žábřonožka slanisková (*Artemia salina*) a nejméně citlivým organismem byla hrotnatka velká (*Daphnia magna*). Letální koncentrace 24hLC₅₀ a 48h(LC,EC)₅₀ bylo možné stanovit pouze u vzorků IV a V, a to z toho důvodu, že ostatní vzorky vykazovaly nulovou mortalitu a imobilizaci jedinců v úvodním a ověřovacím testu. Vzorek č. IV vykazoval nejvyšší toxicitu, neboť hodnoty jeho letální a efektivní koncentrace byly do 2 ml/l, oproti tomu vzorek č. V vykazoval hodnoty letální a efektivní koncentrace prostřednictvím testů na živočišných vodních organismech kolem 500 - 700 ml/l.

V rámci celého testování lze říci, že nejtoxičtější byl vzorek č. IV, který vykazoval největší inhibici a mortalitu na všech testovaných rostlinných a živočišných organismech. Během přípravy jeho vodného výluhu vykazoval pění, což může znamenat, že obsahoval zbytky neznámého hasebního prostředku, díky kterému byla jeho toxicita, oproti ostatním vzorkům z požáříšť, zvýšena. Je tedy do budoucna vhodné zabývat se i otázkou hodnocení ekotoxicity hasebních prostředků, pro které je sice často deklarována hodnota biodegradability, ale informace o jejich ekotoxicitě často chybí a nebo jsou nedostatečné.

Výsledky testování můžeme pokládat za poměrně příznivé, neboť nebezpečná vlastnost H 14 Ekotoxicita, dle vyhlášky 376/2001 Sb. o hodnocení nebezpečných vlastností odpadů, se projevila pouze u vzorku č. IV a V.

Dále lze konstatovat, že vzorky č. I, II, III a VI z požářišť nevykazovaly prostřednictvím standardních testů fytotoxicity, alternativních testů na vodních bezobratlých organismech a testu akutní toxicity na žábřonožce slaniskové (*Artemia salina*), negativní vliv na životní prostředí.

Velmi vhodné by bylo testovat tyto matrice z požářišť pomocí kontaktních testů, které jsou přesnější a mají vysokou vypovídací schopnost.

SEZNAM POUŽITÝCH ZDROJŮ

- [1] DĚMIDOV, P.G. *Hoření a vlastnosti hořlavých látek*. Vydání 1. Praha : Československý svaz požární ochrany, 1966. 268 s. 06-003-66.
- [2] ORLÍKOVÁ, K.; DANIHELKA, P.; KOZUBEK, E. *Chemie hořavin a produktů hoření*. Vydání 1. VŠB v Ostravě : Ediční středisko VŠB, 1991. 102 s. ISBN 80-7078-036-3.
- [3] OŽANA, P. *Chemie a požární nebezpečí*. Vydání 1. Praha : Nakladatelství technické literatury ve středisku interních publikací, 1977. 112 s. 301-05-119.
- [4] ŠENOVSKÝ, M. , et al. *Nebezpečné látky II.* Vydání 1. Ostrava : Sdružení požárního a bezpečnostního inženýrství, 2004. 190 s. ISBN 80-86634-47-7.
- [5] ROUBÍČKOVÁ, P. *Ministerstvo životního prostředí* [online]. 2009 [cit. 2011-04-07]. České ovzduší se dvacet let od revoluce výrazně zlepšilo, problémy však stále trvají. Dostupné z WWW: <http://www.mzp.cz/cz/news_091125_ovzdusi>.
- [6] VOLF, O. *Ředitelství hasičského záchranného sboru ČR odborná příprava jednotek požární ochrany : Proces hoření* [online]. 2001 [cit. 2010-10-11]. Požární taktika. Dostupné z WWW: <www.hzscr.cz>.
- [7] ŠENOVSKÝ, M. *Základy požárního inženýrství*. 1. Ostrava : Sdružení požárního a bezpečnostního inženýrství v Ostravě, 2004. 178 s. ISBN 80-86634-50-7.
- [8] BALOG, K.; KVARČÁK, M. *Dynamika požáru*. 1. Ostrava : Sdružení požárního a bezpečnostního inženýrství v Ostravě, 1999. 96 s. ISBN 80-86111-44-X.
- [9] HARTZELL, Gordon. Overview of combustion toxicology. *Toxicology* [online]. 1996, 115, [cit. 2010-10-12]. Dostupný z WWW: <<http://www.sciencedirect.com/>>.
- [10] TEWARSON, A. Ventilation effects on combustion products. *Toxicology* [online]. 1996, 115, [cit. 2010-10-25]. Dostupný z WWW: <<http://www.sciencedirect.com/>>.
- [11] BRUMLOVSKÁ, I. *Speciální chemie pro požární ochranu*. Praha : Uniapress Praha, 1995. 75 s.
- [12] SMYSLOVÁ, P. *Elektrochemická aktivita bromovaných zpomalovačů hoření* [online]. Olomouc : Přírodovědecká fakulta, Katedra analytické chemie, 2010. 46 s. Bakalářská práce. Univerzita Palackého v Olomouci, Přírodovědecká fakulta. Dostupné z WWW: <<http://theses.cz/id/rgbe1z/114545-894614943.pdf>>.
- [13] ORLÍKOVÁ, K.; ŠTORCH, P. *Chemie procesu hoření*. Ostrava : Sdružení požárního a bezpečnostního inženýrství v Ostravě, 1999. 85 s. ISBN 80-86111-39-3.
- [14] SCHNEPP, R. Cyanide: Sources, Perceptions, and Risks. *JOURNAL OF EMERGENCY NURSING* [online]. 2006, 32:4S, [cit. 2010-10-25]. Dostupný z WWW: <<http://www.sciencedirect.com/>>.

- [15] FERRARI, L., et al. Hydrogen cyanide and carbon monoxide next term in previous term blood of convicted dead next term in previous term a polyurethane combustion: a proposition term for the data analysis. *Forensic Science International* [online]. 2001, 121, [cit. 2010-10-25]. Dostupný z WWW: <<http://www.sciencedirect.com/>>.
- [16] *Integrovaný registr znečišťování* [online]. 2011 [cit. 2011-02-15]. Látka: Oxid uhelnatý. Dostupné z WWW: <<http://www.irz.cz/irz/new/node/77>>.
- [17] BATEMAN, D.N. Carbon monoxide. *MEDICINE* [online]. 2007, 35:11, [cit. 2011-02-15]. Dostupný z WWW: <<http://www.sciencedirect.com/>>.
- [18] CONTOSTAVLOS, D. L.; LICHTENWALNER, M. A simple field test to detect elevated concentrations of carboxyhemoglobin in autopsy blood. *Journal of clinical forensic medicine* [online]. 2003, 10, [cit. 2011-03-25]. Dostupný z WWW: <<http://www.sciencedirect.com/>>.
- [19] *Integrovaný registr znečišťování* [online]. 2011 [cit. 2011-02-21]. Látka: Oxid uhličitý. Dostupné z WWW: <<http://www.irz.cz/irz/new/node/78>>.
- [20] BAKER, J.T.; ALLEN, L.H. Assessment of the impact of rising carbon dioxide and other potential climate changes on vegetation. *Environmental Pollution* [online]. 1994, 83, [cit. 2011-03-25]. Dostupný z WWW: <<http://www.sciencedirect.com/>>.
- [21] VALE, A.. Sulphur dioxide. *Poisonous substances* [online]. 2007, 15, [cit. 2011-02-21]. Dostupný z WWW: <<http://www.sciencedirect.com/>>.
- [22] *Integrovaný registr znečišťování* [online]. 2011 [cit. 2011-02-21]. Látka: Oxidy síry. Dostupné z WWW: <<http://www.irz.cz/irz/new/node/80>>.
- [23] ZIQUIANG, M.; BO, Z. Oxidative damage of sulfur dioxide inhalation on brains and livers of mice. *Environmental Toxicology and Pharmacology* [online]. 2003, 13, [cit. 2011-02-21]. Dostupný z WWW: <<http://www.sciencedirect.com/>>.
- [24] ZIEMANN, Ch., et al. Genotoxicity testing of sulfur dioxide (SO₂) in a mouse bone marrow micronucleus test complemented with hematological endpoints. *Mutation research* [online]. 2010, 697, [cit. 2011-02-21]. Dostupný z WWW: <<http://www.sciencedirect.com/>>.
- [25] CAPE, J. N.; FOWLER, D.; DAVISON, A.. Ecological effects of sulfur dioxide, fluorides, and minor air pollutants: recent trends and research needs. *Environmental international* [online]. 2003, 29, [cit. 2011-02-21]. Dostupný z WWW: <<http://www.sciencedirect.com/>>.
- [26] MEULENBELT, J. Nitrogen and nitrogen oxides. *Poisonous substances* [online]. 2003, 64, [cit. 2011-02-23]. Dostupný z WWW: <<http://www.sciencedirect.com/>>.
- [27] *Integrovaný registr znečišťování* [online]. 2011 [cit. 2011-02-23]. Látka: Oxidy dusíku (NO_x/NO₂). Dostupné z WWW: <<http://www.irz.cz/irz/new/node/79>>.

- [28] PAUL, K.T., et al. Fire smoke toxicity: The effect of nitrogen oxides. *Fire safety journal* [online]. 2008, 43, [cit. 2011-02-23]. Dostupný z WWW: <<http://www.sciencedirect.com/>>.
- [29] ELSAYED, N. M. Toxicity of nitrogen dioxide: an introduction. *Toxicology* [online]. 1994, 89, [cit. 2011-02-23]. Dostupný z WWW: <<http://www.sciencedirect.com/>>.
- [30] *Integrovaný registr znečišťování* [online]. 2011 [cit. 2011-02-23]. Látka: Amoniak. Dostupné z WWW: <<http://www.irz.cz/irz/new/node/11>>.
- [31] CALLICUTT, Ch. H., et al. The role of ammonia in the transfer of nicotine from tobacco to mainstream smoke. *Regulatory toxicology and Pharmacology* [online]. 2006, 46, [cit. 2011-02-23]. Dostupný z WWW: <<http://www.sciencedirect.com/>>.
- [32] RANDALL, D.J.; TSUI, T.K.N. Ammonia toxicity in fish. *Marine pollution bulletin* [online]. 2002, 45, [cit. 2011-02-23]. Dostupný z WWW: <<http://www.sciencedirect.com/>>.
- [33] Kyanovodík. In *Wikipedia : the free encyclopedia* [online]. St. Petersburg (Florida) : Wikipedia Foundation, 26. 9. 2009, last modified on 21. 9. 2010 [cit. 2010-10-25]. Dostupné z WWW: <<http://cs.wikipedia.org/wiki/Kyanovodík>>
- [34] *Integrovaný registr znečišťování* [online]. CENIA, česká informační agentura životního prostředí, 2005-2008 [cit. 2010-11-01]. Látka: Kyanovodík. Dostupné z WWW: <<http://www.irz.cz/latky/kyanovodik>>.
- [35] LAM, K.K.; LAU, F.L. An incident of hydrogen cyanide poisoning. *The American Journal of Emergency Medicine* [online]. March 2000, 18, [cit. 2010-10-25]. Dostupný z WWW: <<http://www.sciencedirect.com/>>.
- [36] *Integrovaný registr znečišťování* [online]. 2011 [cit. 2011-02-28]. Látka: Chlor a anorganické sloučeniny (jako HCl). Dostupné z WWW: <<http://www.irz.cz/irz/new/node/52>>.
- [37] STAVERT, D.M., et al. Relative acute toxicities of hydrogen fluoride, hydrogen chloride, and hydrogen bromide in nose- and pseudo-mouth-breathing rats. *Fundamental and applied toxicology* [online]. 1991, 16, [cit. 2011-02-28]. Dostupný z WWW: <<http://www.sciencedirect.com/>>.
- [38] SULLY, A., et al. Numerical simulations of hydrogen and hydrogen chloride releases in a nuclear hydrogen production facility. *International journal of hydrogen energy* [online]. 2011, 36, [cit. 2011-02-28]. Dostupný z WWW: <<http://www.sciencedirect.com/>>.
- [39] MEEYOO, V., et al. Hydrogen sulphide emission control by combined adsorption and catalytic combustion. *Catalysis today* [online]. 1998, 44, [cit. 2011-03-10]. Dostupný z WWW: <<http://www.sciencedirect.com/>>.
- [40] Hydrogen sulfide. *ENVIRONMENTAL HEALTH CRITERIA* [online]. 1981, 19, [cit. 2011-03-10]. Dostupný z WWW: <<http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc019.htm#SubSectionNumber:1.1.1>>. ISSN 9241540796.

- [41] LAMBERT, T. W., et al. Hydrogen sulfide (H₂S) and sour gas effects on the eye. A historical perspective. *Science of the total environment* [online]. 2006, 367, [cit. 2011-03-10]. Dostupný z WWW: <<http://www.sciencedirect.com/>>.
- [42] KOURTIDIS, K.; KELESIS, A.; PETRAKAKIS, M. Hydrogen sulfide (H₂S) in urban ambient air. *Atmospheric environment* [online]. 2008, 42, [cit. 2011-03-10]. Dostupný z WWW: <<http://www.sciencedirect.com/>>.
- [43] VISMANN, B. Sulfide species and total sulfide toxicity in the shrimp *Crangon crangon*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* [online]. 1996, 204, [cit. 2011-03-10]. Dostupný z WWW: <<http://www.sciencedirect.com/>>.
- [44] RUIZ, P., et al. Prediction of the health effects of polychlorinated biphenyls (PCBs) and their metabolites using quantitative structure-activity relationship (QSAR). *Toxicology letters* [online]. 2008, 181, [cit. 2011-03-01]. Dostupný z WWW: <<http://www.sciencedirect.com/>>.
- [45] SAFE, S. Polychlorinated biphenyls (PCBs): mutagenicity and carcinogenicity. *Mutation research* [online]. 1989, 220, [cit. 2011-03-01]. Dostupný z WWW: <<http://www.sciencedirect.com/>>.
- [46] *Integrovaný registr znečišťování* [online]. 2011 [cit. 2011-03-01]. Látka: Polychlorované bifenyly (PCB). Dostupné z WWW: <<http://www.irz.cz/irz/new/node/87>>.
- [47] LUOTAMO, M. Congener specific assessment of human exposure to polychlorinated biphenyls. *Chemosphere* [online]. 1991, 23, [cit. 2011-03-01]. Dostupný z WWW: <<http://www.sciencedirect.com/>>.
- [48] *Integrovaný registr znečišťování* [online]. 2011 [cit. 2011-03-08]. Látka: Polycyklické aromatické uhlovodíky (PAU). Dostupné z WWW: <<http://www.irz.cz/irz/new/node/86>>.
- [49] DJOMO, J.E., et al. Toxic effects of some major polyaromatic hydrocarbons found in crude oil and aquatic sediments on *Scenedesmus subspicatus*. *Water research* [online]. 2004, 38, [cit. 2011-03-08]. Dostupný z WWW: <<http://www.sciencedirect.com/>>.
- [50] YOSHIKAWA, T., et al. Toxicity of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons : I. Effect of Phenanthrene, Pyrene, and Their Ozonized Products on Blood Chemistry in Rats. *Toxicology and applied pharmacology* [online]. 1985, 79, [cit. 2011-03-08]. Dostupný z WWW: <<http://www.sciencedirect.com/>>.
- [51] THOMAS, A. *IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to human* [online]. 2010 [cit. 2011-04-05]. Agents Classified by the IARC Monographs, Volumes 1–100. Dostupné z WWW: <<http://monographs.iarc.fr/ENG/Classification/index.php>>.
- [52] BISPO, A.; JOURDAIN, M.J.; JAUZEIN, M. Toxicity and genotoxicity of industrial soils polluted by polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). *Organic Geochemistry* [online]. 1999, 30, [cit. 2011-03-08]. Dostupný z WWW: <<http://www.sciencedirect.com/>>.

- [53] KULKARNI, P. S.; CRESPO, Joao G.; AFONSO, Carlos A.M. Dioxins sources and current remediation technologies — A review. *Environmental international* [online]. 2008, 34, [cit. 2011-03-22]. Dostupný z WWW: <<http://www.sciencedirect.com/>>.
- [54] *Integrovaný registr znečišťování* [online]. 2011 [cit. 2011-03-22]. Látka: PCDD+PCDF (dioxiny+furany) (jako TEQ). Dostupné z WWW: <<http://www.irz.cz/irz/new/node/81>>.
- [55] EDULJEE, G.H.; DYKE, P. An updated inventory of potential PCDD and PCDF emission sources in the UK. *The science of the total environment* [online]. 1996, 177, [cit. 2011-03-22]. Dostupný z WWW: <<http://www.sciencedirect.com/>>.
- [56] KALAČ, CSC., P. *Polychlorované dibenzo-p-dioxiny a dibenzofurany v životním prostředí*. Praha : Český ekologický ústav a odbor ekologických rizik a monitoringu MŽP ČR, 1995. 56 s. ISBN 80-85087-36-7.
- [57] ORME, S., et al. *PAN Pesticides Database - Chemicals* [online]. 2010 [cit. 2011-05-08]. Ammonia. Dostupné z WWW: <http://www.pesticideinfo.org/Detail_Chemical.jsp?Rec_Id=PC33867>.
- [58] ORME, S., et al. *PAN Pesticides Database - Chemicals* [online]. 2010 [cit. 2011-05-08]. Hydrogen sulfide. Dostupné z WWW: <http://www.pesticideinfo.org/Detail_Chemical.jsp?Rec_Id=PC39183>.
- [59] NAGPAL, N.K. *WATER QUALITY CRITERIA FOR POLYCHLORINATED BIPHENYLS (PCBs)* [online]. 1992 [cit. 2011-05-08]. AQUATIC LIFE. Dostupné z WWW: <http://www.env.gov.bc.ca/wat/wq/BCguidelines/pcbs/pcbs-06.htm#P2097_64097>.
- [60] EOM, I.C., et al. Ecotoxicity of a polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH)-contaminated soil. *Ecotoxicology and Environmental Safety* [online]. 2007, 67, [cit. 2011-05-08]. Dostupný z WWW: <<http://www.sciencedirect.com/>>.
- [61] PROKEŠ, J. *Úvod do toxikologie* [online]. Praha : Praha, 2005. 69 s. Studijní materiál. FCH. Dostupné z WWW: <www.primat.cz/vutbr...toxikologie.../prokes-uvod-do-toxikologie-m29030/>.
- [62] HOFFMANN, D.J., et al. *Handbook of ecotoxicology : 2nd ed.*. U.K. : Lewis Publisher, 2003. 1290 s. ISBN 1-56670-546-0.
- [63] MÁCHOVÁ, J. *Testy toxicity na vodních organismech* [online]. České Budějovice : České Budějovice, 2007. 13 s. Studijní materiál. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích. Dostupné z WWW: <http://www.vurh.jcu.cz/celozivotni_vzdelavani/kombinovane%20studium%20rybarstvi/4blok_prednasky/M%C3%A1chov%C3%A1/M%C3%A1chov%C3%A1%20testy%20toxicity.pdf>.
- [64] SVOBODOVÁ, Z., et al. *Ekotoxikologie : praktická cvičení část I.*. Brno : Brno, 2000. 70 s.

[65] Metodický pokyn Ministerstva životního prostředí ZP 11/2007 ke stanovení ekotoxicity odpadů.

[66] *Microbiotests* [online]. 2008, 19/02/2008 [cit. 2011-04-26]. Toxkit microbiotests. Dostupné z WWW: <<http://www.microbiotests.be/>>.

[67] Metodický pokyn Ministerstva životního prostředí ZP 28/2008 k hodnocení vyluhovatelnosti odpadů.

[68] KOČÍ, V.; RAKOVNICKÝ, T.; ŠVAGR, A. *Vysoká škola chemicko-technologická v Praze* [online]. 2001 [cit. 2011-04-26]. Test semichronické toxicity se semeny *Sinapis alba*. Dostupné z WWW: <<http://www.vscht.cz/uchop/ekotoxikologie/dokumenty/Sinapis.htm>>.

[69] *TECHNICAL METHODS SECTION* [online]. 2008 [cit. 2011-04-26]. Test 1: A 2-3 Day Plant Test for Toxicity Assessment by Measuring the Mean Root Growth of Onions (*Allium cepa* L.) . Dostupné z WWW: <<http://archive.idrc.ca/aquatox/fr/resources/allium.html>>

[70] KOČÍ, V.; RAKOVNICKÝ, T.; ŠVAGR, A. *Vysoká škola chemicko-technologická v Praze* [online]. 2001 [cit. 2011-04-26]. Test akutní toxicity na žábřonožkách *Artemia salina*. Dostupné z WWW: <<http://www.vscht.cz/uchop/ekotoxikologie/dokumenty/Artemia.htm>>.

[71] Daphtoxkit FTM Magna – Crustacean Toxicity Screening Test for Freshwater. Standard Operational Procedure. 2009. 27 p.

[72] Thamnotoxkit FTM – Crustacean Toxicity Screening Test for Freshwater. Standard Operational Procedure. 2009. 28 p.

[73] BALOG, K. *Hasiace látky a jejich technologie*. 1. Ostrava : Sdružení požárního a bezpečnostního inženýrství v Ostravě, 2004. 171 s. ISBN 80-86634-49-3.

SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK A SYMBOLŮ

ČSN	Česká státní norma
ČSN EN	Harmonizovaná evropská norma
ISO	<i>International Organization for Standardization</i> – Mezinárodní organizace pro standardizaci
LD50	letální dávka, při které uhynie 50 % testovacích organismů
LC50	letální koncentrace, při které uhynie 50 % testovacích organismů
EC50	efektivní koncentrace, která vyvolá 50 % úhyn nebo imobilizaci testovacích organismů
IC50	inhibiční koncentrace, která způsobí 50 % snížení růstu nebo růstové rychlosti v porovnání s kontrolním vzorkem
NOAEL	<i>No Observed Adverse Effect level</i> - dávka, při které ještě nebyl pozorován škodlivý účinek
LOAEL	<i>Lowest Observed Averse Effect level</i> - nejnižší dávka, při které byl pozorován škodlivý účinek
OECD	<i>Organization for Economic Cooperation and Development</i> - Organizace pro hospodářskou spolupráci a rozvoj
US-EPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i> - Agentura pro ochranu životního prostředí Spojených států
EC50	efektivní koncentrace testovaného výluhu, která způsobí úhyn nebo imobilizaci 50 % testovacích organismů
LC50	letální koncentrace testovaného výluhu, která způsobí úhyn 50 % testovacích organismů
IC50	inhibiční koncentrace testovaného výluhu, která způsobí inhibici růstu kořene